

UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA
Faculdade de Ciências e Tecnologia
Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente

UTILIZAÇÃO DE ORIGENS DE ÁGUA COM QUALIDADE INFERIOR A A₃
NA PRODUÇÃO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

Inez O'Flaherty Agoas

Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa
para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Sanitária

Orientador: Professora Doutora Maria Gabriela L.S. Féria de Almeida

Lisboa
2008

AGRADECIMENTOS

Antes de mais devo referir que uma dissertação, apesar do processo solitário a que qualquer “investigador” está destinado, reúne contributos de várias pessoas. Desde o início do mestrado contei com a confiança e o apoio de inúmeras pessoas.

Em primeiro lugar, à Prof^a. Doutora Maria Gabriela L.S. Féria de Almeida, orientadora da dissertação, agradeço o apoio, a partilha do saber, as valiosas contribuições e recomendações, e também a liberdade de acção que me permitiu e que foi decisiva para o desenvolvimento deste trabalho.

Um enorme destaque, mais do que merecido, agradeço aos meus colegas de faculdade cuja confiança e amparo foram vitais, estando no mesmo “barco” do que eu, compreenderam-me os ataques e mudanças de humor melhor que ninguém; não teria conseguido manter a minha saúde mental sem vocês. Obrigada Hélder por seres o excelente colega e amigo que és, obrigada Carolina, João e Inês, meus colegas e grandes amigos, estou grata pela vossa amizade incondicional durante todos estes anos de curso, pela vossa boa disposição, energia e sugestões que foram essenciais para o desenvolvimento deste trabalho.

Aos meus pais e à minha irmã, por todas as razões óbvias, agradeço tudo. A segurança que depositaram em mim desde sempre, a vossa extensa paciência, o estímulo intelectual e emocional que sempre me entregaram, por estarem sempre dispostos a ajudar em qualquer situação, e mais que tudo pelo apoio que me conforta e me deixa mais forte para superar os desafios com que me deparo.

Um agradecimento muito especial à minha grande amiga Eng^a. Maria Beatriz Pinto, por torcer sempre por mim em todos estes anos de amizade, pela participação em ideias, sugestões e discussões ao longo de todo o processo da minha licenciatura e do presente trabalho, pelo exemplo que me guia nestas andanças e pelo enorme carinho.

“Last but not least” aos meus amigos por contribuírem com enormes lufadas de ar fresco e momentos de diversão.

RESUMO

A eutrofização das massas hídricas superficiais constitui um dos mais significativos problemas, a nível de planeamento e gestão dos recursos hídricos. Uma das consequências consiste no *bloom* de organismos fitoplanctónicos, como as cianobactérias, produzindo um risco para a saúde, quando presentes na água para consumo humano. Muitas das tecnologias convencionais utilizadas no tratamento de água têm-se demonstrado pouco eficazes na sua remoção. Estações de tratamento de águas (ETAs) que utilizam águas com presença destes organismos tóxicos, têm que possuir barreiras eficientes para a sua remoção. Assim, torna-se necessário munir as ETAs de tecnologia apropriada à sua eliminação.

Deste modo, este trabalho consiste, com base em investigação bibliográfica, avaliar a capacidade de remoção de cianobactérias, e das toxinas a elas associadas, ao longo de um sistema de tratamento e prever a possibilidade de introdução de um processo de separação por membranas, como uma barreira segura e eficaz no tratamento de águas com este tipo de problemas. Para tal, utilizou-se como caso de estudo a ETA de S. Domingos (sistema de tratamento convencional), responsável por parte do abastecimento de água da cidade de Peniche, cuja origem de água, albufeira de S. Domingos, se encontra eutrofizada e, a presença destes organismos é praticamente constante ao longo de todo o ano.

Prevê-se que a ETA de S. Domingos consiga alguma remoção de cianobactérias e cianotoxinas intracelulares, mas a principal incerteza prende-se com o desempenho da ETA na remoção de toxinas extra celulares. Concluiu-se então, que desde que o sistema de tratamento já existente seja totalmente otimizado, e por introdução de um sistema de filtração por membranas (Nanofiltração) é possível reter com sucesso estas toxinas.

ABSTRACT

Eutrophication of the superficial water bodies forms one of the most significant problems as far as planning and management of the water resources is concerned. One of the consequences consists in the bloom of phytoplanktonic organisms, such as cyanobacteria, producing a health risk when present in drinking water. Removal of these organisms by many of the conventional technologies used in treating water has proved to be inefficient. Water treatment plants (WTPs) that are faced with toxic cyanobacteria have to have efficient barriers to be able to remove it. Consequently, it is necessary to provide the WTPs with appropriate technology for its elimination.

This work, based on bibliographic investigation, consists of evaluating the capacity of removing the cyanobacteria and the toxins associated with it by means of a treatment system, and foresees the possibility of introducing a separation process consisting of membranes, as a secure and efficient method of water treatment for water with these types of problems. In order to carry out this study the S. Domingos WTP (conventional treatment system), responsible for supplying water to the city of Peniche, was used. The source of this water supply is the eutrophicated S. Domingos reservoir, where the presence of these organisms is practically continuous throughout the year.

It is foreseen that the S. Domingos WTP can manage to remove the cyanobacteria and intracellular cyanotoxins. However, the main uncertainty rests on the successful performance of the WTP in removing the extracellular toxins. In conclusion, as long as the existing treatment system is completely optimised, and by introducing a filter system with membranes (Nanofiltration) it is possible to successfully retain these toxins.

ÍNDICE GERAL

AGRADECIMENTOS	I
RESUMO	III
ABSTRACT	V
ÍNDICE GERAL	VII
ÍNDICE DE FIGURAS	IX
ÍNDICE DE TABELAS	IX
ABREVIATURAS	XI
1 INTRODUÇÃO	1
2 RESERVAS HÍDRICAS	5
2.1 SITUAÇÃO MUNDIAL	5
2.2 SITUAÇÃO EM PORTUGAL	7
3 QUALIDADE DA ÁGUA	9
3.1 ASPECTOS GERAIS	9
3.2 NORMAS DE QUALIDADE	9
4 TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO	15
4.1 ASPECTOS GERAIS	15
4.2 TRATAMENTO CONVENCIONAL	17
4.3 FUNDAMENTOS SOBRE PROCESSOS DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS.....	19
5 OBJECTIVO	27
6 AVALIAÇÃO DA TRATABILIDADE DE ORIGENS DE ÁGUA EUTROFIZADAS	29
6.1 DEFINIÇÃO E HABITAT DAS CIANOBACTÉRIAS.....	30
6.1.1 Toxinas de Cianobactérias	30
6.2 REMOÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS NOS SISTEMAS DE TRATAMENTO CONVENCIONAL.....	36
6.3 CASO DE ESTUDO – ALBUFEIRA DE S. DOMINGOS.....	39
6.3.1 Aspectos Biofísicos e Sócio-Económicos	39
6.3.2 Necessidades e Disponibilidades de Água	41
6.3.3 Qualidade da Água.....	42
6.3.4 Sistema de Tratamento de Água Instalado	49
6.3.5 Avaliação da Capacidade de Tratamento Instalada, Face à Qualidade da água na Origem.....	50
6.3.5.1 Pré-Oxidação com Ozono.....	51
6.3.5.2 Carvão Activado em Pó	53
6.3.5.3 Coagulação/ Floculação/ Decantação e Filtração	54
6.3.5.4 Desinfecção com Cloro.....	57
7 AVALIAÇÃO TEÓRICA DA CAPACIDADE DE TRATAMENTO DA ETA DE S. DOMINGOS	61
8 DISCUSSÃO GERAL	69
8.1 POSSIBILIDADES DE REABILITAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO.....	69
8.1.1 Optimização do Sistema Instalado.....	71
8.1.1.1 Pré - Oxidação com Ozono.....	71
8.1.1.1.1 Considerações Gerais	71
8.1.1.1.2 Monitorização, Controlo e Optimização do Processo	71
8.1.1.2 Carvão Activado em Pó	72
8.1.1.2.1 Considerações Gerais	72
8.1.1.2.2 Monitorização, Controlo e Optimização do Processo	73
8.1.1.3 Coagulação	74
8.1.1.3.1 Considerações Gerais	74
8.1.1.3.2 Monitorização, Controlo e Optimização do Processo	75
8.1.1.4 Clarificação de Manto de Lamas	77
8.1.1.4.1 Considerações Gerais	77

8.1.1.4.2	Monitorização, Controlo e Optimização do Processo.....	77
8.1.1.5	Filtração rápida.....	79
8.1.1.5.1	Considerações Gerais	79
8.1.1.5.2	Monitorização, Controlo e Optimização do Processo.....	82
8.1.1.6	Desinfecção com Cloro	84
8.1.1.6.1	Considerações Gerais	84
8.1.1.6.2	Monitorização, Controlo e Optimização do Processo.....	84
8.1.2	Recorrência a Tecnologias Não Convencionais.....	85
8.1.2.1	Processos de separação por membranas	86
8.1.2.1.1	Tratamento do Fluxo de Concentrado	88
9	CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES	91
10	BIBLIOGRAFIA	97
ANEXOS		
ANEXO I.....		A1
ANEXO II.....		A16
ANEXO III.....		A19
ANEXO IV.....		A20

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. Distribuição da Água na Terra.	6
Figura 3.1 Repartição média das captações superficiais e subterrâneas em relação ao total captado.	10
Figura 4.1 Representação esquemática do processo de separação por membranas.	21
Figura 4.2 Correntes no processo de separação por membranas.	22
Figura 4.3 Intervalos de aplicação dos vários processos de separação por membranas.	25
Figura 6.1 Dados de Ocupação do Solo do Concelho de Peniche.	40
Figura 6.2 Variação sazonal da concentração de Fósforo Total.	44
Figura 6.3 Variação sazonal da concentração de clorofila- <i>a</i>	44
Figura 6.4 Variação sazonal do oxigénio dissolvido.	45
Figura 6.5 Variação sazonal da temperatura.	46
Figura 6.7 Esquema de tratamento da ETA de São Domingos.	50
Figura 6.8 Efeito da ozonização na distribuição de microcistina-LR intracelular e extracelular de <i>Microcystis</i> doseada numa água bruta superficial.	52
Figura 6.9 O efeito da coagulação com sulfato de alumínio na concentração intra- e extra- celular de microcistina-LR.	55
Figura 9.1 Esquema de tratamento da ETA de S. Domingos com um sistema de Nanofiltração incorporado.	95

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 3.1.- Qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano.	12
Tabela 4.1 Características mais relevantes das membranas.	24
Tabela 6.1 Principais grupos de cianotoxinas, seus efeitos e género de cianobactérias associadas.	32
Tabela 6.2 Distribuição de microcistinas durante uma cultura laboratorial de <i>Microcystis aeruginosa</i>	33
Tabela 6.3 Níveis de alerta para um potencial <i>bloom</i> de cianobactérias.	34
Tabela 6.4 Exemplos de ocorrências de <i>blooms</i> de cianobactérias em águas europeias.	35
Tabela 6.5 Exemplos de ocorrências de cianotóxicas em águas europeias.	35
Tabela 6.6 Exemplos de evidências de intoxicações com cianotoxinas em países europeus.	36
Tabela 6.7 Critério Nacional para avaliação do estado trófico em albufeiras e lagoas.	42
Tabela 6.8 Parâmetros indicativos de eutrofização.	46

Tabela 6.9 Objectivos e implicações dos processos envolvidos no tratamento convencional da água.	49
Tabela 7.1 Percentagem de remoção de cada parâmetro, por intervalo de aplicação	64
Tabela 7.2 Avaliação da qualidade da água tratada e sua conformidade legal.	66
Tabela 7.3 Selecção de Sistemas de Tratamento em função da qualidade de água na origem.	67
Tabela 8.1 Taxas de escoamento de lavagem aproximadas de modo a atingir 10 a 20% de expansão do leito	81
Tabela 8.2 Diâmetro dos poros e peso molecular de corte de cada processo de membrana.	86

ABREVIATURAS

AEA	– Agência Europeia do Ambiente
C/F/S	– Coagulação/Floculação/Sedimentação
CAG	– Carvão Activado Granulado
CAP	– Carvão Activado em Pó
CBA	– Carvão Biologicamente Activo
CBO ₅	– Carência Bioquímica de Oxigénio
COD	– Carbono orgânico Dissolvido
COT	– Carbono Orgânico Total
CQO	– Carência Química de Oxigénio
SPD	– Subprodutos de desinfecção
EPA	– <i>Environmental Protection Agency</i>
ETA	– Estação de Tratamento de Águas
ETAR	– Estação de Tratamento de Águas Residuais
FAD	– Flotação por Ar Dissolvido
HAA	– Ácido Haloacético
IRAR	– Instituto Regulador de Águas e Resíduos
LPS	- Lipopolissacarídeos
MF	– Microfiltração
MIB	– 2-metil-isoborneol
MOE	– Matéria Orgânica Extra celular
MON	– Matéria Orgânica de Origem Natural
NF	– Nanofiltração
OD	– Oxigénio Dissolvido
OI	– Osmose Inversa
OMS	– Organização Mundial de Saúde
SST	– Sólidos Suspensos Totais
ST	– Sistema de Tratamento
THM	– Trihalometanos
UF	– Ultrafiltração
VMA	– Valor Máximo Admissível
VMR	– Valor Máximo Recomendável

1 INTRODUÇÃO

As actividades humanas levam a usos múltiplos dos recursos hídricos tais como: abastecimento público, irrigação, uso industrial, navegação e recreação. Embora essas actividades variem de acordo com a população na bacia de drenagem e com a organização económica e social da região, essas actividades geram impactes que levam à deterioração da qualidade da água, assim como interferem na quantidade de água disponível.

A contaminação dos recursos hídricos por descarga de águas residuais provenientes das actividades humanas tem sido um dos maiores factores de risco para a saúde humana especialmente em regiões com condições inadequadas de saneamento e suprimento de água.

Outra consequência dos impactes antrópicos nos ecossistemas aquáticos, é a ocorrência de acelerados processos de eutrofização, causando um enriquecimento artificial desses ecossistemas, devido ao aumento das concentrações de nutrientes na água, principalmente compostos nitrogenados e fosfatados.

As principais fontes desse enriquecimento têm sido identificadas como sendo as descargas de águas residuais domésticas e industriais dos centros urbanos e das escorrências agrícolas. A eutrofização produz mudanças na qualidade da água incluindo a redução de oxigénio dissolvido, da biodiversidade aquática, a perda das qualidades cénicas, a morte extensiva de peixes e o aumento da incidência de *blooms* de microalgas e cianobactérias.

Estes *blooms* podem provocar o aumento no custo do tratamento da água de abastecimento causando problemas operacionais em várias etapas do tratamento, tais como: dificuldade de coagulação e floculação, baixa eficiência do processo de sedimentação, colmatação dos filtros e aumento da necessidade de produtos para a desinfecção, e consequências relacionadas à saúde pública (Keijola M. *et al*, 1988).

Entre os factores que levam as cianobactérias predominarem sobre os outros grupos fitoplancctônicos (microalgas), destaca-se as características fisiológicas pelas quais as cianobactérias assimilam os nutrientes (azoto e fósforo) do meio aquático. De maneira geral, as cianobactérias são menos eficientes na assimilação desses nutrientes do que as microalgas (algas verdes ou diatomáceas, por exemplo), que, em condições normais, crescem mais e melhor. No entanto, ao produzir uma descarga excessiva de nutrientes nos

reservatórios o homem propicia uma maior oferta desses nutrientes, facilitando a assimilação dos mesmos e o crescimento das cianobactérias (Keijola M. *et al*, 1988).

A principal preocupação com o aumento da frequência de *blooms* de cianobactérias em bacias hidrográficas é a capacidade desses microrganismos produzirem e libertarem para o meio líquido toxinas (cianotoxinas) que podem afectar a saúde humana, tanto pela ingestão de água como por contacto em actividades de recreação no ambiente, ou ainda pelo consumo de animais contaminados.

Entretanto, a principal via de intoxicação é pelo consumo oral da água sem um tratamento adequado para remoção dessas toxinas. As cianotoxinas formam um grupo de substâncias químicas bastante diverso, com mecanismos tóxicos específicos em vertebrados. Algumas cianotoxinas são neurotoxinas bastante potentes (anatoxina-a, anatoxina-a(s), saxitoxinas), outras, as hepatoxinas, são principalmente tóxicas ao fígado (microcistinas, nodularina e cilindrospermopsina) e outras ainda podem ser irritantes ao contacto.

A presença destas toxinas nas águas, mesmo a concentrações baixas, levanta grandes preocupações devido à sua toxicidade aguda e sub letal. De modo a minimizar a exposição pública, a Organização Mundial de Saúde (OMS) adoptou o valor guia para águas de abastecimento público de 1 µg/L para a Microcistina-LR, uma das variantes mais vulgarmente ocorrentes (Decreto-Lei nº 243/2001).

Como o número de estudos sobre a eficiente remoção dessas cianotoxinas pelos sistemas de tratamento de água convencionais ainda é reduzido, e as técnicas de detecção de cianotoxinas ainda não são muito difundidas na prática da monitorização de águas de abastecimento, a avaliação da exposição humana às cianotoxinas pelo consumo de água ainda é bastante deficiente (Teixeira M. e Rosa M., 2005).

Para além disso, em regiões abastecidas por origens de água superficiais que apresentam *blooms* de cianobactérias tóxicas, a real exposição a essas toxinas irá depender do método de captação, da sequência tratamento da água e do controle operacional do sistema de abastecimento.

Microcistinas produzidas por *blooms* de cianobactérias têm sido encontradas, a nível mundial, em origens de água utilizadas para água de consumo humano, e muitos dos processos convencionais de tratamento (coagulação/floculação/sedimentação/filtração) têm se demonstrado ineficientes para a sua remoção (Hoffmann J., 1976 *in* Falconer *et al*, 1999).

Deste modo, revela-se de extrema importância investigar barreiras seguras contra as cianotoxinas, numa larga gama de águas naturais, de modo a que o risco para a saúde pública seja reduzido.

As cianotoxinas têm-se demonstrado capazes de ser degradadas na presença de condições fortes de oxidação, tais como doses elevadas de cloro ou ozono (Keijola M. *et al*, 1988). No entanto, a eficiência destas tecnologias depende da qualidade da água, particularmente do teor de matéria orgânica natural (MON), do pH e da alcalinidade (Rositano J. *et al*, 1998), e das potenciais implicações na saúde associados aos sub produtos formados nesta etapa. Sistemas de adsorção por meio de carvão activado granulado (CAG) ou carvão activado em pó (CAP) têm-se demonstrado eficazes na remoção de algumas cianotoxinas, nomeadamente as Microcistinas, no entanto o seu desempenho também está dependente da competição na adsorção devido a presença de MON. Assim, o recurso a tecnologias não convencionais, como a filtração por meio de membranas, tem-se revelado uma barreira alternativa para a remoção segura e eficaz das cianobactérias e das cianotoxinas a elas associadas (Lambert *et al*, 1996).

A tecnologia de separação por membranas tem, deste modo, vindo a aumentar de importância no tratamento de águas superficiais e subterrâneas, nos últimos anos. Por um lado, devido ao aumento das exigências legais em termos de qualidade das águas, as quais não são totalmente atingidas pelos processos convencionais de tratamento, e por outro, devido à diminuição da qualidade das águas superficiais e subterrâneas, que é o caso de águas com presença de cianobacterias e cianotoxinas, que originam a necessidade de aumento da eficiência dos processos de tratamento (Owen *et al.*, 1995; Jacangelo *et al.*, 1997; Panglisch *et al.*, 1998 *in* Teixeira M. e Rosa M., 2005). Outros factores como o aumento do desempenho dos processos de separação por membranas, menores custos de instalação e operação, e desenvolvimento de novas aplicações destes processos têm também sido referidos por diversos autores (Crozes *et al.*, 1993; Owen *et al.*, 1995; Jacangelo *et al.*, 1997 e Hillis *et al.*, 1998 *in* Teixeira M. e Rosa M., 2005).

Assumindo-se que a qualidade de água é um factor limitante para o desenvolvimento social e económico de um país, verifica-se que várias lacunas precisam ser preenchidas para que possamos garantir, de forma segura e eficiente, a qualidade da água nos sistemas de abastecimento público.

Neste sentido, este trabalho foi elaborado com o intuito de contribuir para a divulgação do conhecimento nesta área, bem como servir como ferramenta de suporte para a tomada de decisões pelos profissionais dos sectores de saúde e de saneamento.

2 RESERVAS HÍDRICAS

2.1 SITUAÇÃO MUNDIAL

A água é um bem ambiental indispensável às necessidades humanas básicas e ao desenvolvimento de actividades humanas, nomeadamente a agricultura e a produção industrial, tendo influência decisiva na qualidade de vida das populações e na manutenção de ecossistemas.

A massa de água ocupa 75% da superfície terrestre, estando distribuída por mares e oceanos (97%), calotes polares (2%) e para consumo humano (1%). A água doce existente para consumo está repartida em rios, lagos, cursos de água, subsolo até 800 metros, solo sob a forma de humidade e vapor de água. Na Figura 2.1. está representada a forma e o estado em que a água está disponível no planeta terra. O bloco da esquerda mostra que cerca de 97% de toda a água existente está nos oceanos, sendo que a água doce representa os restantes 3%. Desses 3% (representados no bloco do meio), 77% está retida nos glaciares e icebergs, 22% constitui a água subterrânea e 1% a água de superfície. A distribuição da água superficial está representada no bloco da direita, sendo que 61% corresponde a lagos, 39% distribui-se pela atmosfera e solos e <0,4% aos rios. O conjunto da água subterrânea com a água de superfície dos lagos e rios representa a pequena parcela de água disponível para consumo humano (cerca de 0,68% do total de água disponível no globo), o que demonstra a necessidade de utilizar, de forma sustentável, as reservas de água doce ainda existentes, que têm vindo a sofrer, nos últimos 50 anos, uma drástica redução quantitativa (quase 62%) e qualitativa (com alteração profunda das condições ecológicas dos cursos de água), devido sobretudo ao crescimento demográfico, explosão industrial e descarga directa de efluentes domésticos, industriais e agro-pecuários não sujeitos a tratamento, em rios e lagos. (IA 2005)

Em consequência da explosão demográfica e do acréscimo rápido das necessidades da agricultura e da indústria modernas, os recursos hídricos são objecto de uma solicitação crescente. De acordo com as Nações Unidas, 31 países no mundo actualmente enfrentam escassez de água. Mais de um bilião de pessoas não tem qualquer tipo de acesso a água potável e quase três biliões não têm acesso a serviços de saneamento público. Até ao ano 2025, o mundo terá 2,6 biliões de pessoas a mais do que tem hoje, mas 2/3 dessas pessoas viverá em condições de séria escassez de água, e 1/3 com escassez de água absoluta. A carência de água excederá a disponibilidade em 56%. (Barlow & Clarke, 2003).

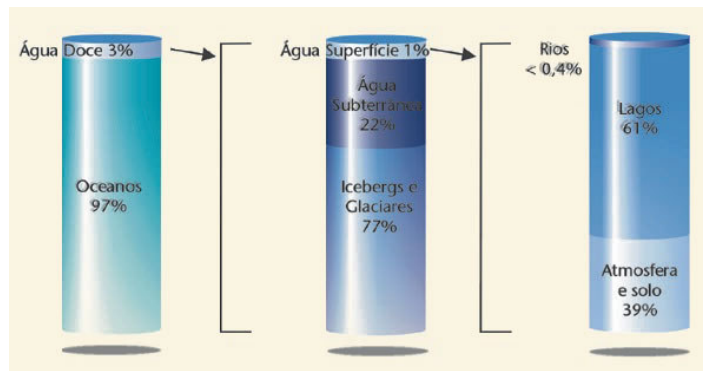


Figura 2.1. Distribuição da Água na Terra (Fonte: Instituto Geológico e Mineiro, 2001).

A água contaminada (com elevada carga orgânica e agentes microbiológicos - bactérias e vírus), o saneamento desadequado e a falta de condições de higiene são apontados como responsáveis por mais de 80% das doenças dos países em vias de desenvolvimento (como gastroenterites, hepatites, febres tifóides e cólera), assim como pela degradação da paisagem e perturbação dos ecossistemas (Falkenmark M & Allard B., 1991)

As alterações climáticas globais, intensificadas nas últimas décadas (principalmente causadas pela actividade humana), irão potenciar a intensidade das situações de escassez e de carência de água, devido à alteração do padrão de distribuição da precipitação, quer pela diminuição da quantidade disponível, quer pela degradação da qualidade da existente, com impactes significativos sobre a agricultura, entre outras actividades económicas (Medeiros, 2005).

Segundo o relatório da UNESCO “Água para o Homem, Água para a vida”, divulgado em Março de 2003, no melhor dos cenários, 2000 milhões de pessoas ver-se-ão privadas de água de qualidade em 48 países. Portugal é o 11º, entre 122 países ou territórios avaliados, onde se encontraram melhores razões de qualidade e capacidade para melhorar as condições das suas águas, imediatamente abaixo da França, mas acima dos Estados Unidos, encontrando-se a Bélgica em último lugar dessa lista. Este índice avalia, nomeadamente, a quantidade e qualidade da água, especialmente à superfície, as instalações de tratamento de águas residuais, a legislação aplicada e os meios usados para combater a poluição.

A relevante importância dos recursos hídricos como factor de desenvolvimento socioeconómico e de actividades de lazer, a percepção da inexistência de abundância sustentada da água, a variabilidade espacial e temporal dos fluxos de água no ciclo

hidrológico e a sensibilidade dos meios hídricos como ecossistemas determina a necessidade de uma gestão rigorosa, a adopção de medidas específicas de prevenção, protecção, recuperação e melhoria do estado dos meios hídricos e a realização de vultuosos investimentos em infra-estruturas, incompatível com intervenções casuísticas. (Decreto Regulamentar n.º 26/2002 de 5 de Abril)

2.2 SITUAÇÃO EM PORTUGAL

Comparando as disponibilidades e usos da água em Portugal e noutros países da UE, o nosso país não é, por norma, carente em recursos hídricos, embora possam ocorrer situações críticas de seca, sazonais ou localizadas, de carácter quantitativo (resultantes por exemplo de períodos de maior escassez hídrica) e qualitativo (por contaminação – a Ria Formosa apresenta níveis superiores aos normais de metais pesados) (INAG, 2004).

As disponibilidades hídricas, em Portugal continental, provêm das precipitações (60 %) e do escoamento dos rios internacionais (40 %) , com destaque para o Tejo , Douro e Guadiana. A cada habitante correspondem, por ano, 7700 m³ de água, média bem superior à da União Europeia (2700 m³/hab.ano) e à mundial (3900 m³/hab.ano) (PNA, 2002).

Relativamente ao consumo de água a capitação média portuguesa ronda os 100 l/hab.dia, com um máximo de 500 l/hab.dia no distrito de Faro e um mínimo de 70 l/hab.dia no distrito de Viseu (INSAAR, 2005).

As necessidades de água consumptivas estimam-se em 10,5 milhões de metros cúbicos por ano. Este volume reparte-se pelos vários sectores utilizadores de água da seguinte forma: abastecimento doméstico: 10%; indústria: 8% e agricultura: 82%(INAG, 1996).

O uso de água subterrânea é bastante acentuado, sendo responsável por 57% do abastecimento doméstico e industrial do continente português. No Algarve esse valor sobe para 94%, dada a fraca disponibilidade de águas superficiais. Como resultado dessa exploração excessiva surgem actualmente problemas de contaminação dos aquíferos por intrusão salina, pelo que a Direcção Regional do Ambiente e Recursos Naturais (DRARN) do Algarve criou zonas críticas ao longo da linha da costa, onde não se autoriza a abertura de novos furos (PNA, 2002).

Como resultado da expansão urbana e industrial e das carências de infra-estruturas de saneamento básico, principalmente no que respeita ao tratamento e destino final das águas residuais, a qualidade das águas superficiais tem vindo a deteriorar-se. Na realidade, somente 58% da população é servida por uma rede pública de tratamento de águas residuais. Das 441 estações de tratamento de águas residuais (ETARs) existentes no país somente cerca de 150 estão a funcionar correctamente (INSAAR, 2005). Para contrariar esta situação o Ministério do Ambiente lançou o Programa Operacional de Tratamento de Águas Residuais, que visa controlar a poluição de origem urbana através de investimentos na construção e reabilitação de ETARs.

A distribuição espacial e temporal da precipitação média anual em Portugal não é uniforme, ocorrendo frequentemente cheias que afectam todo o território continental.

O regime de escoamento nacional é caracterizado por grande variabilidade sazonal, com concentração da precipitação e escoamento em períodos relativamente curtos (cerca de 70 a 80% da precipitação ocorre de Novembro a Abril), com um máximo em Fevereiro e ocorrência de períodos prolongados de seca (predominantemente no Verão), condicionando, sobretudo, o escoamento em cursos de água relativamente pequenos. Além disso, surgem elevados consumos sazonais, particularmente pelas actividades agrícolas e turísticas e nos períodos em que as disponibilidades são mais reduzidas, impondo-se, por isso, condicionalismos especiais à gestão dos recursos hídricos (CONFAGRI, 2008).

As utilizações não consumptivas mobilizam cerca de 120 milhões de metros cúbicos por ano, sendo de cerca de 110 mil milhões de metros cúbicos o volume mobilizado para a produção de energia hidroeléctrica.

O volume de disponibilidades hídricas potenciais estima-se em cerca de 65 mil milhões de metros cúbicos por ano, sendo da ordem de 35 mil milhões de metros cúbicos por ano o volume de disponibilidades hídricas próprias (geradas a partir da precipitação directa sobre o território de Portugal Continental), e a parte restante proveniente da parte das bacias hidrográficas em território Espanhol. No entanto, a distribuição no espaço e no tempo das disponibilidades hídricas é muito variável, em consequência da diversidade de condições climáticas, geológicas e da ocupação do solo do território, o que determina a existência de áreas em que a relação entre as disponibilidades de água e as necessidades se aproxima muito de situações de escassez (Henrique A. e West C., 2000).

3 QUALIDADE DA ÁGUA

3.1 ASPECTOS GERAIS

Como foi referido anteriormente, a disponibilidade e a qualidade da água são cruciais para o crescimento económico e para o desenvolvimento mas, igualmente, para garantir a sustentabilidade dos sistemas aquáticos e terrestres. Quando se consideram os aspectos qualitativos dos recursos hídricos, nomeadamente quando posteriormente eles se destinam ao consumo humano, a evolução dos conhecimentos técnico-científicos nas diferentes vertentes intervenientes e o crescente conhecimento dos efeitos da qualidade da água na saúde humana, torna estas preocupações ainda mais relevantes.

Aliás a saúde pública, tem sido a propulsora das políticas de ambiente da união Europeia, nomeadamente no que concerne às preocupações com a qualidade da água destinada ao consumo humano, objecto de uma Directiva do Conselho – 98/83/CE – que entrou em plena vigência em Dezembro de 1998, para todos os países pertencentes até àquela data à UE, vindo substituir uma anterior directiva existente já desde 1980 (80/778/CEE) (Gouveia M., 2004).

Nos países europeus actualmente observa-se uma variedade de tipologia de tratamento de água em consequência da qualidade associada às diferentes origens, de acordo com a Agência Europeia do Ambiente (AEA, 2000). De acordo com a Figura 3.1, a produção de água potável na maioria dos países europeus depende mais de águas superficiais do que de subterrâneas, factor determinante da necessidade de preservação e recuperação da qualidade de algumas origens, por forma a não pôr em risco necessidades de consumo da população. (Almeida, 2005).

3.2 NORMAS DE QUALIDADE

As disposições legais aplicáveis às águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano encontram-se descritas na Secção I, do Capítulo II, do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, que transpõe para o direito nacional a Directiva 75/440/CEE, do Conselho, de 16 de Junho (normas de qualidade para este tipo de águas) e a Directiva 79/869/CEE, do Conselho, de 9 de Outubro (métodos analíticos e frequência de amostragem e de análise).

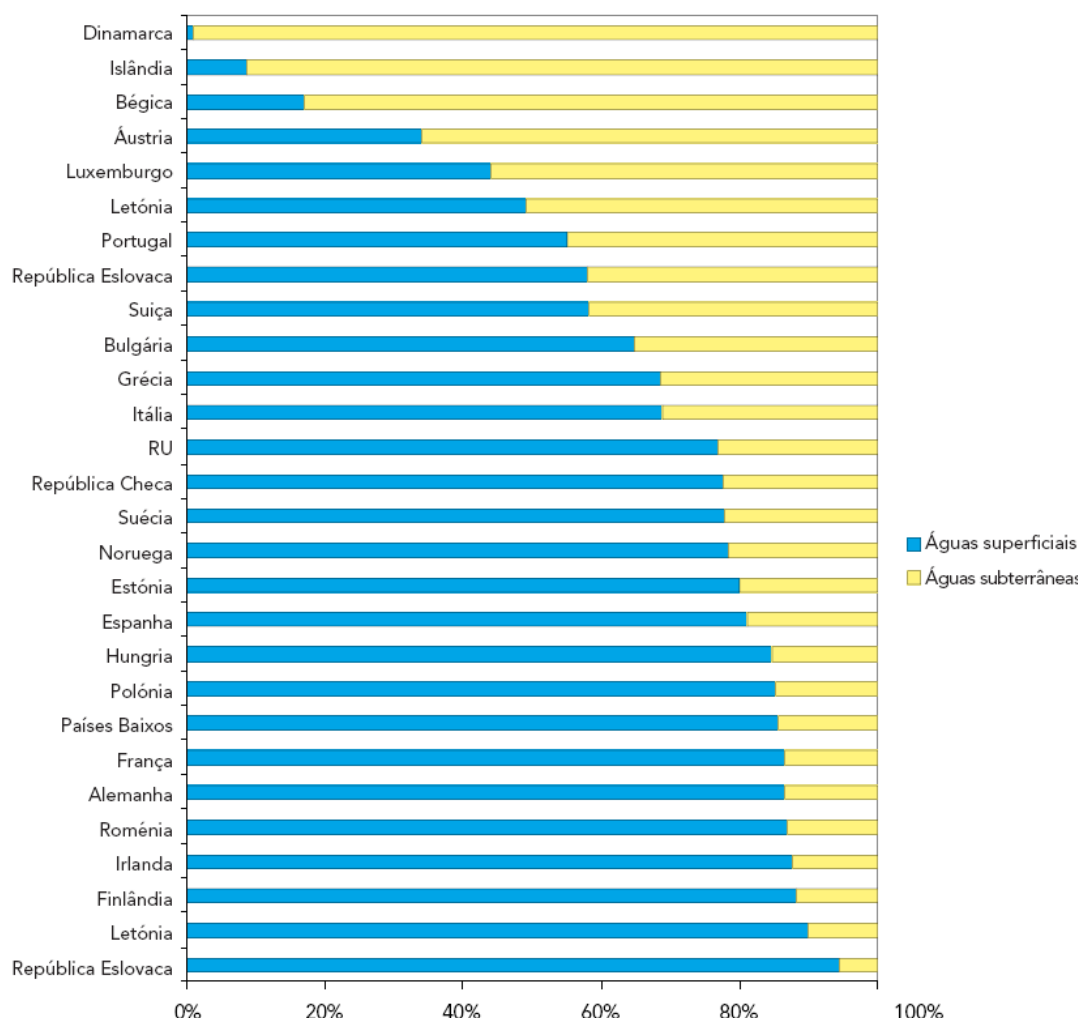


Figura 3.1 Repartição média das captações superficiais e subterrâneas em relação ao total captado. (AEA, 2000).

A Directiva 75/440/CEE foi a primeira do “sector da água” a ser adoptada pela Comissão Europeia (CE) e, na ausência de normas de qualidade específicas para as águas de consumo humano, surgidas apenas cinco anos mais tarde, com a publicação da Directiva 80/778/CEE (entretanto revogada pela Directiva n.º 98/83/CE) e de técnicas de tratamento eficazes para reduzirem a concentração ou eliminarem da água algumas substâncias prejudiciais à saúde, teve como primeiro objectivo garantir que as águas superficiais utilizadas na produção de água para consumo humano tivessem características de qualidade que não pusessem em risco a saúde humana (Pereira L., 2005).

No entanto, o diploma legal que estabelece normas, critérios e objectivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos

seus principais usos, é o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, que surgiu da transposição da Directiva 80/778/CEE do Conselho, de 15 de Julho (IRAR, 2004; IA, 2005).

Assim, segundo a origem e uso pretendido para a água, o Decreto-Lei n.º 236/98, estabelece parâmetros de qualidade para a água, valores limite, exigências de amostragem e caracterização analítica (IRAR, 2004; IA, 2005).

Conforme o Anexo I do Decreto-Lei n.º 236/98, a qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano, classifica-se segundo os valores máximos recomendados e admissíveis (VMR e VMA) para as diferentes classes de águas superficiais, segundo o Anexo II do mesmo documento legal, sendo estas: Classe A1 (água que exige tratamento físico e desinfeção); Classe A2 (água que exige tratamento físico-químico e desinfeção); Classe A3 (água que exige tratamento físico, químico, de afinação e desinfeção).

Os parâmetros e os limites de qualidade de cada classe são apresentados na Tabela 3.1.

Este documento legal estabelece também, a frequência mínima de amostragem e análise de águas de superfície, bem como a classificação dos parâmetros de qualidade de água superficiais em grupos (G1, G2 e G3), consoante a frequência de amostragem e análise, tal como disposto nos Anexos IV e V, e permite a verificação da conformidade da qualidade da água para consumo humano através da análise dos VMR e VMA, de forma análoga ao que sucede na produção de água para consumo humano, para os parâmetros especificados no Anexo VI, que se agrupam em parâmetros organolépticos, físico-químicos, relativos a substâncias indesejáveis, relativos a substâncias tóxicas, microbiológicos e radiológicos. Os Anexos VII, VIII e IX estipulam respectivamente para a água para consumo humano, a classificação dos parâmetros de qualidade em grupos (G1, G2 e G3), segundo a frequência de amostragem e análise e as frequências mínimas de amostragem e análise para efeitos de controlo e vigilância sanitária em função da população servida.

Mais recentemente surgiu o Decreto-Lei n.º 243/2001 de 5 de Setembro, rectificado pela declaração de rectificação 20-AT/2001, de 30 de Novembro, que aprova as normas relativas à qualidade da água destinada ao consumo humano, transpondo para o direito interno a Directiva 98/83/CE, do Conselho, de 3 de Novembro de 1998 e revoga parcialmente o Decreto-Lei n.º 236/98.

Tabela 3.1. Qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano. (Fonte: Decreto-Lei n.º 236/98-ANEXO I)

Parâmetros	Expressão dos Resultados	A1		A2		A3	
		VMR	VMA	VMR	VMA	VMR	VMA
pH 25°C	Escala de Sorensen	6,5 - 8,5	-	5,5 - 9,0	-	5,5 - 9,0	-
Côr (após filtração simples)	mg.L ⁻¹ escala Pt - Co	10	(O) 20	50	(O) 100	50	(O) 200
Sólidos Suspensos Totais	mg.L ⁻¹	25	-	-	-	-	-
Temperatura	°C	22	(O) 22	22	(O) 25	22	(O) 25
Condutividade	µS.cm ⁻¹ , 20 °C	1000	-	1000	-	1000	-
Cheiro	Factor de diluição a 25°C	3	-	10	-	20	-
Nitratos (*)	mg.L ⁻¹ , NO ₃	25	(O) 50	-	(O) 50	-	(O) 50
Fluoretos (1)	mg.L ⁻¹ , F	0,7 - 1,0	1,5	0,7 - 1,7	-	0,7 - 1,7	-
Cloro orgânico total extraível	mg.L ⁻¹ , Cl	-	-	-	-	-	-
Ferro dissolvido (*) mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹ , Fe	0,1	0,3	1	2	1	-
Manganês (*)	mg.L ⁻¹ , Mn	0,05	-	0,1	-	1	-
Cobre	mg.L ⁻¹ , Cu	0,02	(O) 0,05	0,05	-	1	-
Zinco	mg.L ⁻¹ , Zn	0,5	3	1	5	1	5
Boro	mg.L ⁻¹ , B	1	-	1	-	1	-
Berílio	mg.L ⁻¹ , Be	-	-	-	-	-	-
Cobalto	mg.L ⁻¹ , Co	-	-	-	-	-	-
Níquel	mg.L ⁻¹ , Ni	-	-	-	-	-	-
Vanádio	mg.L ⁻¹ , V	-	-	-	-	-	-
Arsénio	mg.L ⁻¹ , As	0,01	0,05	-	0,05	0,05	0,1
Cádmio	mg.L ⁻¹ , Cd	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001	0,005
Crómio total	mg.L ⁻¹ , Cr	-	0,05	-	0,05	-	0,05
Chumbo	mg.L ⁻¹ , Pb	-	0,05	-	0,05	-	0,05
Selénio	mg.L ⁻¹ , Se	-	0,01	-	0,01	-	0,01
Mercúrio	mg.L ⁻¹ , Hg	0,0005	0,001	0,0005	0,001	0,0005	0,001
Bário	mg.L ⁻¹ , Ba	-	0,1	-	1	-	1
Cianetos	mg.L ⁻¹ , CN	-	0,05	-	0,05	-	0,05
Sulfatos	mg.L ⁻¹ , SO ₄	150	250	150	(O) 250	150	(O) 250
Cloretos	mg.L ⁻¹ , Cl	200	-	200	-	200	-
Substâncias tensoactivas (que reagem com o azul de metileno)	mg.L ⁻¹ , sulfato de laurilo e sódio	0,2	-	0,2	-	0,5	-
Fosfatos (*) (2)	mg.L ⁻¹	0,4	-	0,001	-	0,7	-
Fenóis	mg.L ⁻¹	-	0,001	-	0,005	0,01	0,1
Hidrocarbonetos dissolvidos ou emulsionados	mg.L ⁻¹	-	0,05	-	0,2	0,5	1
Hidrocarbonetos aromáticos polinucleares	µg.L ⁻¹	-	0,2	-	0,2	-	1
Pesticidas totais (paratião hexaclorociclo-hexano, dieldrina e outros)	µg.L ⁻¹	-	1	-	2,5	-	5
Carência química de oxigénio(CQO)(*)	mg.L ⁻¹	-	-	-	-	30	-
Oxigénio dissolvido (*) (3)	% de sat de O ₂	70	-	50	-	30	-
Carência bioquímica de oxigénio a (CBO ₅ 20°C)(*)	mg.L ⁻¹	3	-	5	-	7	-
Azoto Kjeldahl (excluindo o azoto de NO ₂ e NO ₃)	mg.L ⁻¹	1	-	2	-	3	-
Azoto amoniacal	mg.L ⁻¹ NH ₄	0,05	-	1	1,5	2	(O) 4,00
Substância extraíveis com clorofórmio	mg.L ⁻¹	0,1	-	0,2	-	0,5	-
Carbono orgânico total (COT)	mg.L ⁻¹	-	-	-	-	-	-
Carbono orgânico residual após floculação e filtração através de membrana (5µm)	mg.L ⁻¹ , C	-	-	-	-	-	-
Coliformes totais	/100mL	50	-	5000	-	50000	-
Coliformes fecais	/100mL	20	-	2000	-	20000	-
Estreptococos fecais	/100mL	20	-	1000	-	10000	-
Salmonelas		Ausência em 5000 mL	-	Ausência em 1000 mL	-	-	-

(O) - Os limites podem ser excedidos em caso de condições geográficas ou meteorológicas excepcionais (nº1 do artigo 10º)

(*) - Os limites podem ser excedidos para os parâmetros marcados com * em lagos de pouca profundidade e baixa taxa de renovação.

(1) - Os valores indicados constituem os limites inferior e superior das concentrações, determinados em função da média anual das temperaturas máximas diárias.

(2) - Este parâmetro é incluído para satisfazer as exigências ecológicas de certos meios.

(3) - Refere-se a um valor mínimo recomendado (VmR)

VMR - Valor máximo recomendado

VMA - Valor máximo admissível

As principais alterações introduzidas por este documento legal foram a criação do conceito de valor paramétrico, em detrimento dos VMR e VMA, correspondendo estes valores paramétricos ao anteriormente legislado por VMA. Contudo para alguns parâmetros, os valores paramétricos apresentem ligeiras alterações relativamente aos VMA disposto no anterior Decreto-Lei.

Presentemente, entrou em vigor no dia 1 de Janeiro de 2008, o Decreto-Lei n.º 306/2007, de 27 de Agosto, que relativamente ao Decreto-Lei n.º 243/2001 vem modificar: a lista dos parâmetros a realizar; alguns valores paramétricos; a abordagem de uma forma mais racionalizada do controlo dos pesticidas; a criação de uma autoridade competente, o Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR), responsável pela coordenação da implementação deste diploma e acresce a necessidade de garantir a desinfecção como processo de tratamento para a redução da ainda elevada percentagem de incumprimentos dos valores paramétricos relativos aos parâmetros microbiológicos, e introduz novos parâmetros no controlo da qualidade da água da água tratada, tendo em conta a existência, em algumas zonas do País, de águas com dureza elevada ou agressivas, ou com frequente aparecimento de florescências de cianobactérias.

É de salientar que por mais complexo que seja o sistema de tratamento associado a uma origem de água, e que até possa garantir uma qualidade adequada para consumo humano, a sua aplicação está condicionada pelo Decreto-Lei n.º 236/98 que considera que uma água com qualidade inferior a A3 (Quadro I) é imprópria para produzir água para consumo humano. Estando fixada a qualidade para consumo humano, face ao actual avanço tecnológico e devido à crescente procura de água e deterioração da sua qualidade, é evidente o interesse de averiguar a possibilidade de utilizar estas águas com qualidade inferior a A3, para abastecimento e consumo humano.

4 TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

4.1 ASPECTOS GERAIS

Originalmente o tratamento de água para consumo humano tinha como objectivo único melhorar as suas qualidades estéticas. Existem indícios de métodos para melhorar o sabor e cheiro da água para consumo humano que remontam a 4000 a.c.. Documentos antigos de Sânscrito e Grego recomendam tratamentos de água tais como: filtração através de carvão, exposição a luz solar, fervura e peneiração. A turvação visível nas águas naturais foi o aspecto propulsor para o surgimento das primeiras técnicas de tratamento, uma vez que muitas origens de água continham partículas que tinham um sabor e aspecto desagradável. Para clarificar a água, os Egípcios (1500 a.c.) já utilizavam o alumínio para coagular as partículas em suspensão. Durante 1700, a filtração foi estabelecida como um método eficiente de remoção de partículas presentes na água, embora na altura, o grau de claridade obtido não ser passível de ser medido (U.S.EPA, 2000).

Foi durante o século XIX que se descobriu as origens e efeitos dos contaminantes presentes nas águas para consumo, especialmente aqueles que não eram visíveis a olho nu. Em 1855, o epidemiologista Dr. John Snow, provou que a cólera era uma doença transmitida pela água, fazendo a ligação entre um surto da doença em Londres com um poço público que estava contaminado com esgoto. Em finais de 1880, Louis Pasteur, demonstrou a “teoria do germe”, que explicava como os organismos microscópicos podiam transmitir a doença tendo como vector de transmissão a água.

No final do século XIX, princípio do século XX, continuaram as preocupações relativas à relação entre doença e qualidade microbiológica da água, admitindo-se que a turvação não era simplesmente um problema estético, mas que podia estar relacionado com o suporte de organismos patogénicos, causadores de epidemias como a febre tifóide, cólera e desinterias. (U.S.EPA, 2000).

Na Grã-Bretanha, foi o cloro que teve um papel fundamental na redução de doenças relacionadas com a qualidade bacteriológica da água uma vez que a filtração, só por si não garantia uma redução eficaz dos microrganismos.

No final de 1960, os parâmetros estéticos, microbiológicos e químicos até então considerados pelo Serviço de Saúde Pública deixaram de ser suficientes para garantir a qualidade da água para consumo humano. Este facto deveu-se ao desenvolvimento

industrial e agrícola, que introduziu novos compostos químicos, que geraram impactos negativos a nível ambiental e de saúde pública. Apesar de nesta época já serem utilizadas técnicas no tratamento da água como arejamento, floculação e adsorção em carvão activado, estas não eram suficientemente eficazes para garantir a remoção dos novos compostos que passaram a surgir nas captações de água, através de descargas não controladas no efluente, escorrências superficiais e percolação através dos solos (U.S.EPA, 2000).

Na Europa dos anos 80 surgiram outras preocupações a nível da concepção de novos sistemas de tratamento, que se centravam na remoção de carbono orgânico total, contaminantes orgânicos sintéticos e a consideração dos efeitos na saúde pública dos subprodutos da desinfecção. Verificou-se assim uma evolução nas linhas de tratamento, que se tornaram mais complexas, com uma sequência de processos e operações unitárias, tais como pré-oxidação, coagulação, floculação, decantação, filtração, pós-oxidação, filtração em carvão activado e desinfecção escalonada, que passaram a ser aplicados consoante a origem da captação de água e a presença dos compostos acima referidos (Almeida, 2005).

Muitas das técnicas de tratamento de água para consumo humano usadas hoje em dia, incluem métodos que foram utilizados durante centenas e mesmo milhares de anos. No entanto, têm sido desenvolvidas novas tecnologias de tratamento (por exemplo, osmose inversa, ultrafiltração e nanofiltração) já utilizadas em Estações de Tratamento de Água (ETAs) e que a seguir se mencionam alguns exemplos:

- ETA de Bakersfield na Califórnia combina um processo de coagulação-floculação com sais de ferro, clarificação por meio de um decantador de manto de lamas seguido de um processo de separação por membranas para remover matéria particulada, turvação e cistos. Neste caso os compostos dissolvidos que constituíram maior preocupação foram a cor, a matéria orgânica e dois subprodutos da desinfecção com cloro (SPDs): os trihalometanos (THM) e os ácidos haloacéticos (HAAs). Após terem avaliado diferentes opções de tratamento, determinaram que a combinação de um processo de clarificação, por um decantador de manto de lamas, com um processo de separação de membranas, por Microfiltração (MF) e Ultrafiltração (UF) era a opção mais eficaz, produzindo uma água com uma qualidade muito superior caso a estação utilizasse apenas uma série de processos convencionais de tratamento (Freeman S., Pressdee J., 2003).
- ETA de “South San Joaquin Irrigation District” que abastece as cidades de Manteca, Lathrop, Escalon e Tracy na Califórnia possui um sistema de tratamento que consiste

num processo convencional de coagulação-floculação, seguido de um sistema de flotação por ar dissolvido (FAD) e de um sistema de separação de membranas por ultrafiltração (Freeman S., Pressdee J., 2003).

- ETA de Columbia Heights em Mineapolis, que utiliza água do Rio Mississippi, e cujo sistema de tratamento consistia: em pré-ozonização, coagulação-floculação-sedimentação, filtração rápida em filtros de areia e desinfecção com cloro, com os crescentes episódios de *blooms* de cianobacterias e a consequente deterioração da qualidade da água tratada, houve necessidade de optimização do sistema de tratamento instalado com um sistema de 37 unidades de ultrafiltração antes da etapa de cloragem. Melhorando significativamente a qualidade da água tratada, mesmo na Primavera, altura em que a concentração de organismos fitoplanctonicos sobe drasticamente (Freeman S., Pressdee J., 2003).
- Ilha de S. Vicente em Cabo Verde através de um processo de dessanilização por osmose inversa produz-se 193.131 m³/d de água para consumo humano (Electra, 2005).

Van der Hoek *et al.*, 2000 (*in* Teixeira M., 2001) avaliaram como alternativa ao tratamento convencional um sistema de osmose inversa, em combinação com os sistemas de pré-tratamento existentes na ETA, para extensão da capacidade de produção de água. Os resultados revelaram uma redução nos custos de operação em termos de reagentes químicos adicionados ao processo e uma redução dos impactes ambientais, sem perda de produtividade.

Recentemente, o Centro de Controlo e Prevenção de Doenças e a Academia Nacional de Engenharia dos E.U.A., nomearam o tratamento de água, como um dos maiores avanços em saúde pública do século XX. Essas duas entidades referem ainda que se prevê, que o número de técnicas de tratamento, e combinação de tratamentos, venha a aumentar com o tempo à medida que contaminantes, cada vez mais complexos, são descobertos e regulados e à medida que as necessidades de água vão aumentando, devido ao acréscimo da população mundial e das necessidades energéticas inerentes a tal incremento.

4.2 TRATAMENTO CONVENCIONAL

De entre os esquemas de tratamento possíveis, definidos no Decreto-Lei 236/98, e que variam de caso para caso, de acordo com as características da própria água e o uso a que se destinam, tem-se:

- no tratamento físico de águas, que inclui todos os processos em que não há adição de qualquer reagente e em que o tratamento se dá, ou pela existência de uma barreira física, ou por acção de forças como a gravidade, a microtamisação, a sedimentação, a flotação e a filtração.
- no tratamento químico, em que há adição de reagentes que promovem a ocorrência de reacções químicas e, desta forma, ocorre o tratamento, incluem-se a coagulação, correcção da alcalinidade e dureza da água, remoção do ferro e manganês, correcção da agressividade da água, e remoção de nitratos, pesticidas, entre outros.
- no tratamento de afinação das características da água incluem-se processos físicos e químicos, como o carvão activado granulado (CAG) ou o carvão activado em pó. A desinfecção pressupõe a eliminação dos microrganismos patogénicos existentes na água até ao consumidor e inclui processos como a cloragem (adicionando, por exemplo cloro ou dióxido de cloro), ozonização e radiação ultravioleta (Teixeira M., 2001).

Dentro destes tipos de tratamento há uma série de esquemas de tratamento possíveis, que devem cumprir tanto as exigências em termos de necessidade de tratamento, como de disponibilidade de água tratada, por forma a distribuir água às populações com a qualidade e a quantidade necessárias, mas é também essencial ter em conta todas as questões de ordem económica. Assim, os esquemas de tratamento possíveis variam de caso para caso, sendo o mote o conhecimento das características da água e o uso a que se destinam.

Seguidamente apresentam-se alguns esquemas de tratamento utilizados em Estações de Tratamento de Água (ETAs):

- coagulação/floculação, sedimentação, filtração rápida em areia, CAG, desinfecção (Ericsson & Tragardh, 1996);
- pré-cloragem, coagulação/floculação/sedimentação, CAG, desinfecção (Baudin *et al.*, 1997);
- coagulação, CAG, desinfecção (Dharmappa & Hagare, 1999);
- coagulação, sedimentação, CAG, desinfecção (Dharmappa & Hagare, 1999);

- coagulação, floculação, sedimentação, CAG, desinfecção (Dharmappa & Hagare, 1999);
- pré-ozonização, coagulação/floculação, flotação/filtração, desinfecção (Antunes, 2000);
- pré-ozonização, carbonatação, coagulação/floculação sobre filtros, remineralização por filtros com suporte de calcário, desinfecção (Araújo & Vilaça, 2000);
- pré-ozonização, remineralização, coagulação/floculação/sedimentação, desinfecção (Fernandes & Loureiro, 2000);
- coagulação/floculação/sedimentação, ozonização, filtração biológica CAG, filtração lenta em, desinfecção (Van der Hoek *et al.*, 2000)

Há, no entanto, um conjunto de tecnologias, designadas de não convencionais, que têm vindo a revelar grandes eficiências e que são muito promissoras num futuro relativamente próximo, como seja a tecnologia de separação por membranas.

4.3 FUNDAMENTOS SOBRE PROCESSOS DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS

As membranas emergiram como um meio viável de tratamento de água para consumo humano em meados de 1960, com o desenvolvimento de membranas sintéticas de alta performance. A crescente procura de água e o aumento da sua escassez foi um dos aspectos impulsionadores na procura de recursos de água alternativos. Em 1970, começou-se a explorar a possibilidade de usar a tecnologia de membranas na desalinização de águas salgadas. Verificando-se que o recurso a esta técnica era um êxito na produção de água potável através de água salgada, os processos de separação por membranas tornaram-se assim numa alternativa viável às tecnologias convencionais de tratamento de água existentes. Ao longo dos anos, as exigências na qualidade de água para consumo humano têm-se tornado mais restritas e exigentes, levando ao aparecimento de novas tecnologias e processos de tratamento (Amjad, 1993 *in* Lambert *et al.*, 1996).

Assim, os processos de separação por membranas, têm vindo a tornar-se, nos últimos anos, uma tecnologia cada vez mais atractiva apresentando-se como uma alternativa viável ao tratamento convencional de águas para consumo humano.

A filtração por membranas, comparada com o tratamento convencional, apresenta as seguintes vantagens (Ericsson B. & Tragardh G., 1996):

- i) qualidade superior da água tratada, através da remoção de macromoléculas, bactérias e vírus, designadamente de microrganismos resistentes aos tratamentos químicos como cloragem e ozonização (*e.g. Giardia, Cryptosporidium*);
- ii) sistema mais compacto e modular, portanto facilmente adaptável às variações de qualidade e quantidade de água a tratar;
- iii) fácil controlo de operação e de manutenção;
- iv) menor utilização de produtos químicos, nomeadamente reagentes contendo alumínio (coagulante) e polielectrólito contendo poliacrilamida (floculante) que podem originar efeitos nefastos na saúde pública;
- v) menor produção de lamas (Nakatsuka *et al.*, 1996; Barba *et al.*, 1997; Doyen, 1997; Dharmappa e Hagare, 1999 *in* Teixeira M., 2001).

A filtração define-se como a separação de duas ou mais componentes de uma corrente fluida baseada, primeiramente, na diferença de tamanhos. Convencionalmente, a filtração refere-se à separação de partículas sólidas de correntes líquidas ou gasosas (Montgomery, 1985). A filtração por membranas estende esta aplicação à separação de solutos dissolvidos em correntes líquidas e a separação de misturas gasosas.

Uma membrana é uma barreira que separa duas fases e que selectivamente transfere massa entre essas fases. A membrana tem assim a capacidade de transportar determinados componentes mais eficazmente, retendo outros que fazem parte da mistura de alimentação. É deste modo uma barreira permeável e selectiva ou uma interface entre duas fases. Na Figura 4.1. apresenta-se um esquema da separação por membranas (Teixeira M. 2001).

O que distingue o processo de separação de membranas de outras técnicas de separação é a utilização de uma outra fase, a membrana. Esta fase, sólida, líquida ou gasosa, introduz uma interface entre o volume das duas fases envolvidas na separação e pode originar vantagens de eficiência e selectividade (Mulder, 1997).

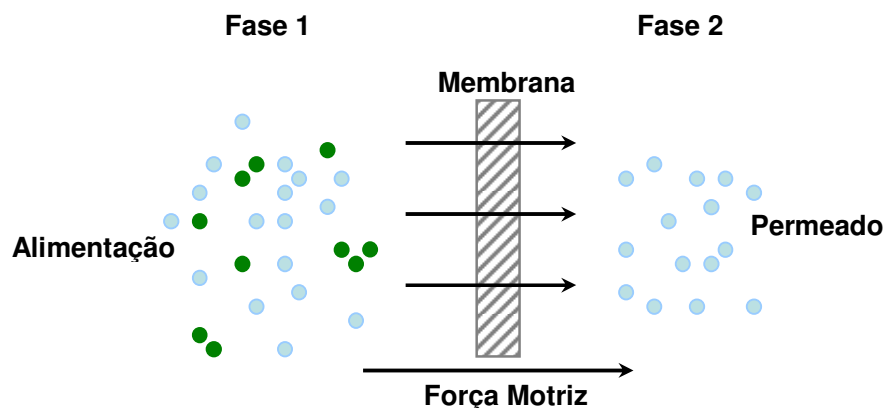


Figura 4.1 Representação esquemática do processo de separação por membranas.
(Adaptado de Mulder, 1997)

Na filtração por membranas destacam-se essencialmente dois padrões de fluxo, dependendo do tamanho das partículas a serem retidas:

- o fluxo perpendicular, que se aplica para a separação de partículas de maiores dimensões. Neste fluxo a separação é normal, sendo o fluxo perpendicular à superfície do filtro e observando-se que todo o fluxo de solventes atravessa o meio filtrante ficando retido o soluto (Figura 4.1). O soluto retido à superfície do filtro gera obstrução à passagem do fluxo de solvente, e quando este atinge níveis mínimos o processo é interrompido para remoção dos sólidos retidos. Deste modo, os filtros de membranas que apresentam este tipo de fluxo têm um funcionamento em descontínuo;
- o fluxo tangencial, utilizado para a separação de partículas de menores dimensões ou moléculas. Neste caso o fluxo de alimentação flui paralelamente à superfície da membrana enquanto o solvente é transportado transversalmente (Figura 4.2). No tipo de fluxo expresso, o processo ocorre em contínuo, não sendo necessárias interrupções para operações de limpeza, dado que o soluto retido pelas membranas é continuamente arrastado pela velocidade do fluxo do mesmo que ocorre paralelamente à superfície da membrana. Contudo, no fluxo tangencial verifica-se que nem todo o fluido de solvente atravessa a membrana, sendo necessário neste processo efectuar-se recirculação do caudal para obtenção de melhores eficiências (Carlson, 2006).

O processo de separação por membranas é caracterizado pelo facto da corrente de alimentação ser dividida em duas correntes, a de concentrado e a de permeado, o que implica que ou a corrente de concentrado ou a de permeado será o resultado da separação

(produto). No caso de membranas com fluxo tangencial, as partículas e os solutos retidos na superfície da membrana são continuamente removidos no concentrado que flui tangencialmente ao longo da superfície da membrana. A solução clarificada flui através da membrana como permeado (Figura 4.2).

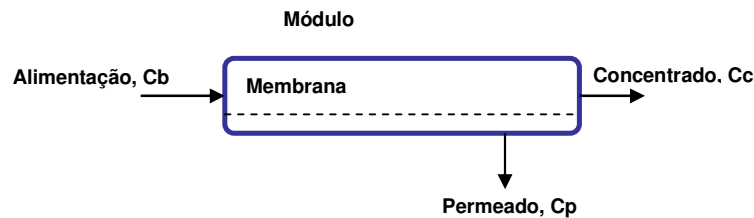


Figura 4.2 Correntes no processo de separação por membranas. (adaptado de Teixeira M., 2001)

Nestes processos o caudal de alimentação é bombeado tangencialmente à superfície da membrana. Se a alimentação contém muitos sólidos e/ou se é necessário recuperar facilmente os sólidos, então esta forma de operação é vantajosa porque limita o aumento de sólidos na superfície da membrana. Os sólidos são mantidos em suspensão na corrente de alimentação e, como tal, há um menor aumento de sólidos e uma menor resistência na membrana, resultando um fluxo médio superior durante a operação (Carlson, 2006).

Uma membrana pode ser espessa ou fina. A sua estrutura pode ser homogênea ou heterogênea, o transporte pode ser activo ou passivo; o transporte passivo pode ser originado pela pressão, concentração ou diferença de temperatura. As membranas podem ainda ser naturais ou sintéticas, neutras ou carregadas. Desta forma, as membranas podem ser classificadas pela sua:

- natureza: sintéticas (orgânicas ou inorgânicas) e biológicas (vivas ou não vivas);
- estrutura ou morfologia: simétricas (porosas ou não porosas) e assimétricas;
- aplicação: separação gasosa, sólido-líquido, gás-líquido, líquido-líquido, por exemplo; e pelo seu;
- mecanismo de separação: exclusão, difusão, migração num campo eléctrico, solubilidade (Mulder, 1997).

A classificação das membranas segundo a sua natureza divide-as em biológicas e sintéticas. As membranas biológicas podem ainda dividir-se em vivas, as que são essenciais à vida, ou não vivas, as que incluem os liposomas e vesículos dos fosfolípidos e cuja importância tem vindo a aumentar, principalmente para fins médicos e biomédicos. As

membranas sintéticas podem subdividir-se em orgânicas, onde se encontram as membranas poliméricas e líquidas, e inorgânicas, as cerâmicas e as metálicas (Teixeira, 2001)

As membranas sólidas sintéticas podem ser ainda simétricas e assimétricas. As simétricas apresentam uma espessura entre 10 a 200 mm e podem ser porosas ou não porosas. As membranas assimétricas resultaram do desenvolvimento das aplicações industriais das membranas. Estas são constituídas por uma camada densa homogénea, muito fina (camada activa ou "pele"), cuja espessura pode variar entre 0.1 a 0.5 mm, suportada por uma camada porosa com uma espessura entre 50 a 150 mm (Mulder, 1997). Estas membranas combinam a elevada selectividade de uma membrana densa com a elevada permeação de uma membrana muito fina. A resistência mecânica do conjunto é devida à camada de suporte que, pela sua porosidade, não introduz grande resistência hidráulica, isto é, permite fluxos elevados. Existem ainda membranas compostas que são membranas assimétricas constituídas por duas ou mais camadas de materiais diferentes, podendo cada camada ser optimizada independentemente (Teixeira M., 2001).

O transporte de espécies seleccionadas pela membrana é conseguido através da aplicação de uma força motriz através da membrana. Esta pode resultar de gradientes de pressão, concentração, potencial eléctrico ou temperatura.

Os processos de separação por membranas mais importantes e a sua classificação encontram-se na Tabela 4.3.

O processo de separação por membranas tem um largo campo de aplicação. A Figura 5 sumaria o intervalo de aplicação deste processo, a separação por tamanhos de soluções de líquidos ou de suspensões, os tamanhos típicos das partículas e peso molecular nas quais são mais efectivos.

Assim, a tecnologia de membranas tem vindo a aumentar de importância no tratamento de águas superficiais e subterrâneas, nos últimos anos, tanto pelo aumento das exigências legais em termos de qualidade das águas, as quais não são totalmente atingidas pelos processos convencionais de tratamento, como pela diminuição da qualidade das águas superficiais e subterrâneas que originam a necessidade de aumento da eficiência dos processos de tratamento (Owen *et al.*, 1995; Jacangelo *et al.*, 1997; Panglisch *et al.*, 1998b *in Netto et al*, 2003). Outros factores como o aumento do desempenho dos processos de separação por membranas, menores custos de instalação e operação, e desenvolvimento

de novas aplicações destes processos têm também sido referidos por diversos autores (Crozes *et al.*, 1993; Owen *et al.*, 1995; Jacangelo *et al.*, 1997 e Hillis *et al.*, 1998 in Netto *et al.*, 2003).

Tabela 4.1 Características mais relevantes das membranas. (Adaptado de Scott, 1995 e Ribau Teixeira & Rosa, 1998)

PROCESSO DE SEPARAÇÃO	TIPO DE MEMBRANA	FORÇA MOTRIZ (bar)	MECANISMO DE ACÇÃO	APLICAÇÕES (TIPO E EFICIENCIA DE REMOÇÃO %)
MICROFILTRAÇÃO (MF)	Microporosa	Gradiente de pressão 0.1 – 1 bar	Exclusão	Clarificação, filtração estéril: - Partículas, remoção de turvação (> 99%); - Bactérias, remoção de protozoários (> 99,99%).
ULTRAFILTRAÇÃO (UF)	Assimétrica	Gradiente de pressão 0.5 – 5 bar	Exclusão	Separação de soluções macromoleculares: - Partículas, remoção de turvação (> 99%); - Bactérias, remoção de protozoários (> 99,999%); - Remoção parcial de vírus; - Remoção de carbono orgânico total (< 20%).
NANOFILTRAÇÃO (NF)	Assimétrica	Gradiente de pressão 1.5 – 40 bar	Exclusão / Difusão	Separação de compostos orgânicos pequenos e sais divalentes: - Partículas, remoção de turvação (> 99%); - Remoção de cor (> 98%); - Remoção de carbono orgânico total (> 95%); - Remoção de dureza (> 90%); - Pesticidas, remoção de compostos orgânicos sintéticos, superiores a 500 u (0 – 100%); - Remoção de sulfato (> 97%); - Remoção de vírus (> 95%).
OSMOSE INVERSA (OI)	Assimétrica Filme Denso	Gradiente de pressão 20 – 100 bar	Difusão	Separação de micro solutos e sais monovalentes: - Remoção de salinidade (> 99%); - Remoção de cor e carbono orgânico total (> 97%); - Remoção de nitratos (85 – 95%); - Remoção de As, Cd, Cr, Pb, F (40 – 98%); - Pesticidas, remoção de compostos orgânicos sintéticos (0 – 100%); - Remoção de vírus (> 95%).
DIÁLISE (D)	Microporosa	Gradiente de concentração	Difusão	Separação de micro solutos e sais de soluções macromoleculares
PERMEAÇÃO GASOSA (PG)	Homogénea	Gradiente de pressão e concentração	Solubilidade / Difusão	Separação de misturas de gases
PERVAPORAÇÃO (PV)	Simétricas e assimétricas	Gradiente de Concentração	Solubilidade / Difusão	Separação de misturas de líquidos voláteis
ELECTRODIÁLISE (ED)	Homogénea ou polímero microporoso	Gradiente de potencial eléctrico	Migração num campo eléctrico	Separação de iões da água e solutos não iónicos

A utilização de membranas no tratamento de água para consumo humano tem uma longa história. Os alemães utilizavam filtros de membranas durante a II Guerra Mundial para eliminar os contaminantes da água depois dos bombardeamentos (Madaeni, 1999 in Netto *et al.*, 2003).

Desde o início dos anos 70, que a micro e ultrafiltração se tornaram tecnologias maduras de separação. As maiores aplicações foram na indústria alimentar, uma vez que a ultrafiltração permitiu novas e melhores possibilidades de concentrar, purificar ou recuperar proteínas (Doyen, 1997 in Netto *et al.*, 2003).

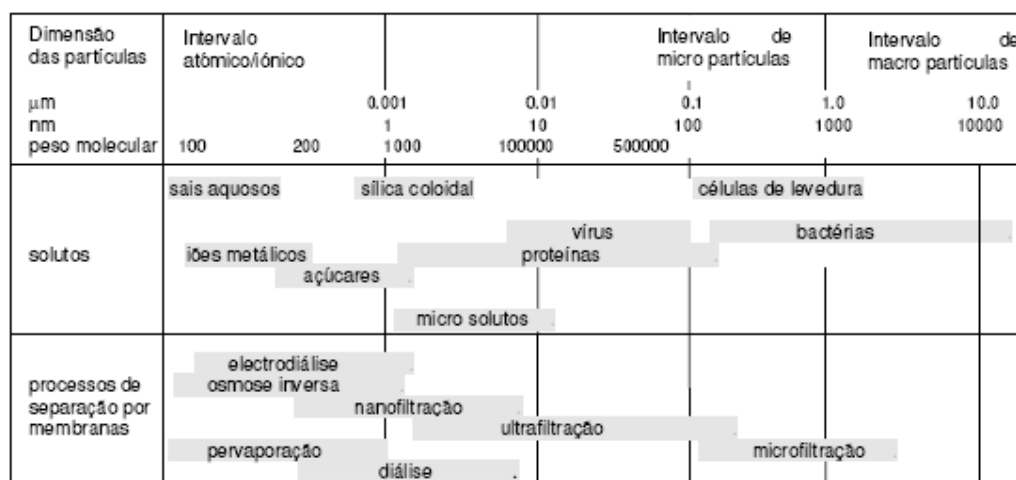


Figura 4.3 Intervalos de aplicação dos vários processos de separação por membranas. (Fonte: Scott, 1995 e Mulder, 1997)

O maior salto foi realizado com o aparecimento de membranas constituídas por polímeros mais resistentes térmica e quimicamente. Para além disto, no início dos anos 80, houve um desenvolvimento na compreensão do processo de colmatção das membranas, originando uma maior aceitação pelo mercado e uma maior implementação (Doyen, 1997 *in Netto et al*, 2003).

Hillis *et al.*, 1998 e Delgrange *et al.*, 1998 (*in Netto et al*, 2003), referem que em meados dos anos 80, a utilização da tecnologia de membranas, designadamente MF e UF, para produção de água para consumo humano aumentou significativamente. Isto deve-se, segundo Hillis *et al.*, 1998, à necessidade de uma água para consumo humano de boa qualidade, independentemente das características da água da fonte.

A tecnologia de membranas é também utilizada em outros processos de separação com aplicações no sector industrial, por exemplo no polimento dos efluentes (Tragardh e Johansson, 1998 *in Netto et al*, 2003), na produção de água ultra pura para fins industriais ou fins farmacêuticos, na reutilização de água (Sójka-Ledakowicz *et al.*, 1998; Van Hoof *et al.*, 1998 *in Netto et al*, 2003) e no tratamento de águas residuais (Cheryan e Rajagopalan, 1998).

No tratamento de águas para consumo humano há autores que utilizam a tecnologia de membranas no tratamento de água subterrânea (Sun *et al.*, 1995; Berg *et al.*, 1997; Hillis, 1997; Sombekke *et al.*, 1997 *in Netto et al*, 2003) ou água superficial (Oe *et al.*, 1996; Barba *et al.*, 1997; Jacangelo *et al.*, 1997; Minegishi *et al.*, 2000 *in Netto et al*, 2003). Os processos

de separação estudados vão desde a microfiltração (Dharmappa e Hagare, 1999); ultrafiltração (Baudin *et al.*, 1997; Ribau Teixeira *et al.*, 2000), nanofiltração (Ericsson *et al.*, 1996) e osmose inversa (Redondo e Lanari, 1997; Elimelech *et al.*, 1997 *in* Netto *et al.*, 2003).

Ao nível do tratamento de águas doces superficiais para consumo humano têm sido desenvolvidos inúmeros trabalhos que pretendem otimizar o processo de separação, através de elevadas remoções e reduzidos custos de operação / manutenção. Estes englobam diversas componentes que vão desde o estudo dos tipos de módulos e membranas, da necessidade de pré-tratamento, do tipo de lavagem, das características da água bruta e dos processos de rejeição e colmatação das membranas (Teixeira M., 2001).

5 OBJECTIVO

Este trabalho teve como objectivo global, avaliar a possibilidade de tratamento de águas superficiais de classe superior a A3, destinadas à produção de água para consumo humano, com problemas de eutrofização.

A um nível mais fulcral, pretende prever, com base em informação bibliográfica, a capacidade dos processos convencionais de tratamento instalados nas Estações de Tratamento de Águas (ETA's), bem como discutir sobre o desempenho de uma tecnologia não convencional, a separação por membranas, no tratamento de águas superficiais com presença de cianobacterias e cianotoxinas, através da aplicação a um caso de estudo, designadamente a ETA de São Domingos, em Peniche.

6 AVALIAÇÃO DA TRATABILIDADE DE ORIGENS DE ÁGUA EUTROFIZADAS

A eutrofização das massas hídricas superficiais constitui um dos mais significativos problemas, ainda por resolver, a nível de planeamento e gestão dos recursos hídricos. Este facto deve-se, fundamentalmente, às características difusas da contaminação com origem agrícola e à respectiva envolvente sócioeconómica, isto quando não é por ausência de tratamento adequado das águas residuais urbanas (Rodrigues A. *et al*, 2004).

Os mecanismos que conduzem à eutrofização são complexos. A causa principal da sua ocorrência deve-se à entrada de nutrientes (principalmente azoto e fósforo), em grandes quantidades no meio aquático, o que provoca um desequilíbrio do ecossistema, aumentando a biomassa fitoplanctónica. A consequência directa é um consumo excessivo de oxigénio.

Há três grandes fontes de nutrientes com origem antropogénica: escorrências, lixiviação de áreas agrícolas fertilizadas e águas residuais urbanas e industriais. A deposição atmosférica do azoto também pode, por vezes, ter alguma importância (Pelegriani N. *et al*, 2005).

Normalmente a fonte principal de azoto provém das áreas agrícolas cultivadas, enquanto que a poluição por fósforo está mais associada às actividades domésticas e industriais, incluindo a utilização de detergentes à base de fósforo. Por isso, a remoção destes nutrientes nas estações de tratamento de águas residuais e a promoção de detergentes livres de fósforo são vitais para minimizar o seu impacto nos meios aquáticos (Pereira A, Rodrigues A., 2005).

A eutrofização, além de produzir uma degradação visual e estética em corpos de água, promove o crescimento rápido e indesejado de plantas aquáticas, tais como, *Eichhornia crassipes* (aguapé) ou de cianobactérias como *Microcystis aeruginosa* ou outros géneros. Estas cianobactérias podem produzir substâncias tóxicas com efeitos deletérios sobre a saúde humana, pois são potentes neurotoxinas ou hepatotoxinas. O seu impacto na saúde humana é enorme, especialmente em regiões onde há populações urbanas que dependem de origens de água que estão eutrofizadas (Azevedo, 1998).

6.1 DEFINIÇÃO E HABITAT DAS CIANOBACTÉRIAS

As cianobactérias ou cianofíceas, também conhecidas popularmente como algas azuis, são microrganismos aeróbios fotoautotróficos. Os seus processos vitais apenas requerem água, dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e luz. A fotossíntese é seu principal modo de obtenção de energia para o metabolismo, a sua organização celular demonstra que esses microrganismos são procariontes e, portanto, muito semelhantes bioquimicamente e estruturalmente às bactérias.

A origem das cianobactérias foi estimada em cerca de 3,5 bilhões de anos, sendo provavelmente os primeiros produtores primários de matéria orgânica a liberarem oxigénio elementar na atmosfera primitiva (Carmichael, 1995 *in* Falconer *et al*, 1997).

A capacidade de crescimento nos mais diferentes meios é uma das características marcantes das cianobactérias, sendo os ambientes de água doce os mais favoráveis para o seu crescimento, visto que a maioria das espécies apresenta um melhor crescimento em águas neutro-alcálinas (pH 6-9), temperatura entre 15°C a 30 °C e alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogénio e fósforo.

6.1.1 TOXINAS DE CIANOBACTÉRIAS

Várias espécies de cianobactérias que formam florações produzem toxinas. As toxinas de cianobactérias, que são conhecidas como cianotoxinas, constituem uma grande fonte de produtos naturais tóxicos produzidos por esses microrganismos (Carmichael, 1992 *in* Azevedo S. e Brandão C., 2003).

De acordo com suas estruturas químicas, as cianotoxinas podem assim ser incluídas em três grandes grupos: os peptídeos cíclicos, os alcalóides e os lipopolissacarídeos. Entretanto, pela sua acção farmacológica, as duas principais classes de cianotoxinas até agora caracterizadas são as neurotoxinas e as hepatotoxinas.

As neurotoxinas já identificadas são produzidas por espécies e estirpes incluídas nos géneros: *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Trichodesmium* *Lyngbya* (Onodera *et al.*, 1997) e *Cylindrospermopsis* (Carmichael *et al.*, 1990; Hawser *et al.*, 1991; Lagos *et al.*, 1999; Mahamood e Carmichael, 1986; Sivonen *et al.*, 1989 *in* Azevedo S. e Brandão C.,

2003). Já são conhecidos três diferentes tipos de neurotoxinas produzidas a partir de espécies desses gêneros:

- anatoxina-a: alcalóide neurotóxico que age como um potente bloqueador neuromuscular pós-sináptico de receptores nicotínicos e colinérgicos.
- anatoxina-a(s): organofosforado natural (N-hidroxiguanidina fosfato de metila) que tem um mecanismo de acção semelhante à anatoxina-a, pois inibe a acção da acetilcolinesterase, impedindo a degradação da acetilcolina ligada aos receptores.
- saxitoxinas: inibem a condução nervosa por bloqueamento dos canais de sódio, afectando ou a permeabilidade ao potássio ou a resistência das membranas.

O tipo mais comum de intoxicação envolvendo cianobactérias é ocasionado por hepatotoxinas. As espécies já identificadas como produtoras dessas hepatotoxinas estão incluídas nos gêneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Nostoc* e *Cylindrospermopsis* (Carmichael, 1994 in Azevedo S. e Brandão C., 2003). As hepatotoxinas peptídicas já caracterizadas são heptapeptídeos cíclicos conhecidos como microcistinas e os pentapeptídeos designados como nodularinas.

Além dessas, alguns gêneros de cianobactérias também podem produzir toxinas irritantes ao contacto. Essas toxinas têm sido identificadas como lipopolissacarídeos (LPS) que são também vulgarmente encontrados nas membranas celulares de bactérias *Gram* negativas. Esses LPS são endotoxinas pirogênicas, porém, os poucos estudos disponíveis indicam que os lipopolissacarídeos produzidos por cianobactérias são menos tóxicos que os de outras bactérias como, por exemplo, *Salmonella* (Keleti e Sykora, 1982; Raziuddin *et al.*, 1983; Chorus e Bartram, 1999 in Azevedo S. e Brandão C., 2003).

Na Tabela 6.1 apresenta-se um resumo dos principais grupos de cianotoxinas, os seus efeitos e o género de cianobactérias responsáveis pela sua produção.

Tabela 6.1 Principais grupos de cianotoxinas, seus efeitos e gênero de cianobactérias associadas. (adaptado de Campinas M. *et al.*, 2005)

GRUPO	EFEITOS	GÊNEROS DE CIANOBACTÉRIAS
PÉPTIDOS CÍCLICOS		
Microcistinas	Fígado	<i>Mycrocystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Nostoc</i> , <i>Hepalosiphon</i> , <i>Anabaenopsis</i>
Nodularinas	Fígado	<i>Nodularia</i>
ALCALÓIDES		
Anatoxina-a	Sistema Nervoso	<i>Anabaena</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Aphanizomenon</i>
Anatoxina-a (S)	Sistema Nervoso	<i>Anabaena</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Aphanizomenon</i>
Aplasiotoxina	Pele	<i>Lyngbya</i> , <i>Schizotrix</i> , <i>Planktothrix</i>
Cilindrospermopsina	Fígado, cito- e genotóxica	<i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Umezakia</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Raphidiopsis</i>
Saxitoxina	Sistema Nervoso	<i>Anabaena</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Aphanizomenon</i>
LIPOPOLISSACARÍDEOS		
LPS	Potencialmente irritante	Todos os gêneros

Os factores ambientais parecem afectar o crescimento e produção de cianotoxinas pelas cianobactérias. Factores ambientais, como a idade das culturas e a temperatura, são os parâmetros mais frequentemente examinados, seguidos da luz, nutrientes, salinidade, pH e concentrações de micronutrientes (Campinas M. *et al.*, 2002). Grande parte dos estudos indica que as cianobactérias produzem a maior parte das toxinas sob condições que são favoráveis ao seu crescimento, por exemplo, *Planktothrix* prefere baixas intensidades de luz para o crescimento, *Anabaena* moderadas e *Aphanizomenon* elevadas intensidades de luz (Campinas M. *et al.*, 2002).

As cianotoxinas têm sido muito estudadas e referidas. Estudos laboratoriais revelaram que as microcistinas e anatoxina-a são largamente retidas dentro das células (i.e., são intracelulares) quando as condições de crescimento do organismo são favoráveis. A quantidade de microcistinas numa cultura aumenta durante a fase exponencial de crescimento, sendo mais elevada na fase exponencial tardia. A concentração máxima de anatoxina-a foi encontrada durante a fase exponencial de crescimento. A libertação para a água de toxinas dissolvidas (extracelulares), parece ocorrer mais, se não exclusivamente, durante a velhice, morte ou lise das células, do que a excreção continua. Até à senescência de um *bloom* a maioria das toxinas mantém-se dentro das células (Sivonen e Jones, 1999).

Por exemplo, em estudos laboratoriais em que se determinam toxinas intracelulares e dissolvidas (microcistinas, nodularinas e saxitoxinas) em culturas saudáveis na fase exponencial de crescimento verificou-se que 10 – 20% do total de toxinas é extracelular (Sivonen, 1990, Lehtimäki *et al.*, 1997, Negri *et al.*, 1997, Rapala *et al.*, 1997 in Sivonen e Jones, 1999). À medida que as células entram na fase estacionária de crescimento,

verificou-se poder ocorrer um aumento da fracção dissolvida extracelular, por aumento da quantidade das células numa cultura, uma pequena percentagem de células de determinada população pode morrer e entrar em lise (libertando toxinas intracelulares), apesar de se verificar um crescimento geral positivo da população (Campinas M. *et al.*, 2002). O trabalho de Mole *et al.* (1997) (in Sivonen e Jones, 1999) demonstrou que a libertação de microcistinas de uma cultura de *Microcystis aeruginosa* começa a ocorrer na fase tardia do crescimento exponencial, aumentando significativamente durante a fase estacionária. Esta libertação está relacionada com o decréscimo da integridade das células. Na Tabela 6.2. apresenta-se a variação da distribuição de microcistina.

Tabela 6.2 Distribuição de microcistinas durante uma cultura laboratorial de *Microcystis aeruginosa*. (adaptado de Hrudey *et al.*, 1999 in Campinas M. *et al.*, 2002)

IDADE DA CULTURA	DISTRIBUIÇÃO DAS TOXINAS (%)	
	CÉLULAS	ÁGUA
NOVA:		
- células de crescimento lento	100	0
- células de crescimento rápido	75 - 90	10 - 25
VELHA:		
- células de crescimento lento	70 - 80	20 - 30
- decaimento de células (perda de conteúdo em células)	30 - 40	60 - 70

Numa massa de água, os *blooms* de populações saudáveis produzem pouca quantidade de toxinas extracelulares. O intervalo de concentração medido de cianotoxinas dissolvidas, excepto em casos de senescência de *blooms*, é 0,1 – 10µg/l (Lindholm, T. e Meriluoto, 1991; Uneo *et al.*, 1996 in Sivonen e Jones, 1999; Jones e Orr, 1994 in Campinas M. *et al.*, 2002). Em lagos e rios, as toxinas são libertadas das células e são rapidamente diluídas na massa de água, especialmente por acção do vento e da corrente forte (Jones e Orr, 1994 in Campinas M. *et al.*, 2002).

Para haver um abastecimento seguro de água para consumo humano, do ponto de vista da existência de cianotoxinas, ou se tem uma fonte de água sem cianobactérias ou existe uma sequência de tratamento com capacidade de remover as cianobactérias e cianotoxinas. Um dos factores que se deve controlar é a probabilidade de haver lise das cianobactérias durante o transporte e tratamento de água (Falconer *et al.*, 1999).

O tipo de informação necessária para analisar a probabilidade de existirem problemas de saúde pública são a análise do potencial de uma água para formar *blooms* (dados de qualidade, ex., nutrientes, temperatura, clorofila-a), história da formação do *bloom* (padrões

sazonais ou anuais), monitorização de cianobactérias e cianotoxinas (ex. microscopia, contagem de células, análise de toxinas), identificação de escumas, relatos de animais mortos ou doenças e detecção epidemiológica de padrões de doenças na população (Bartram *et al.*, 1999, *in* Campinas M. *et al.*, 2002).

A OMS, no sentido de proteger a saúde pública, estabeleceu o valor guia de 1 µg/l para a microcistina-LR total (conjunto da intracelular e extracelular) na água para consumo humano. Este valor é provisório, mas derivou da exposição a longo prazo (WHO, 1997; Falconer *et al.*, 1999) e já está a ser utilizado em alguns países (ex. Austrália, Reino Unido e Portugal). O Decreto-Lei. n.º 306/2007 de 27 de Agosto estabelece então o valor guia de 1 µg/l para a Microcistina-LR definindo que este parâmetro deve ser determinado à saída da estação de tratamento, sempre que houver suspeitas de eutrofização da massa de água superficial, sendo que, caso seja confirmado um número de cianobactérias potencialmente produtoras de microcistinas superior a 2000 células/ml deve ser aumentada a frequência de amostragem, no âmbito do programa de controlo operacional. Valores guia para outro tipo de cianotoxinas não foram estabelecidos devido à insuficiência de dados (Falconer *et al.*, 1999).

Para facilitar a monitorização e gestão de ETAs foi desenvolvida uma sequência de níveis de alerta com uma resposta gradual e crescente a um potencial *bloom* de cianobactérias (Bartram *et al.*, 1999, *in* Camoinas M. *et al.*, 2002):

Tabela 6.3 Níveis de alerta para um potencial *bloom* de cianobactérias

NÍVEL DE ALERTA 1	2000 células/ml ou 1 µg/l Clorofila- <i>a</i> (cianobactérias dominantes);
NÍVEL DE ALERTA 2	100 000 células/ml ou 50 µg/l Clorofila- <i>a</i> (cianobactérias dominantes).

Em situações de nível de alerta 1 devem ser consultadas as autoridades competentes e ser reforçado o programa de monitorização (amostragens semanais no mínimo).

As condições do nível de alerta 2 são indicativas de que há um risco acrescido de efeitos adversos para a saúde pública se a água for abastecida sem tratamento adequado à remoção de cianobacterias ou com um tratamento deficiente, mesmo que por exposições curtas. Se não houverem tratamentos adequados deve ser desencadeado um sistema alternativo de abastecimento.

Como o número de estudos sobre a eficiente remoção dessas cianotoxinas pelos processos de tratamento de água ainda é reduzido, e as técnicas de detecção de cianotoxinas ainda

não são muito difundidas na prática da monitorização de águas de abastecimento, a avaliação da exposição humana às cianotoxinas pelo consumo da água ainda é bastante deficiente. Para além disso, em regiões abastecidas por albufeiras que apresentam florações de cianobactérias tóxicas, a real exposição a essas toxinas irá depender do método de captação, da sequência tratamento da água e do controle operacional do sistema de abastecimento (Azevedo e Brandão, 2003)

No entanto já foram detectados ao longo dos anos vários casos de intoxicações derivadas do contacto com estas toxinas. Nas três tabelas seguintes estão apresentados alguns exemplos de ocorrências de florações de cianobactérias e cianotoxinas em massas de água europeias bem como evidências de intoxicações humanas e animais por estes microrganismos.

Tabela 6.4 Exemplos de ocorrências de *blooms* de cianobactérias em águas europeias. (Fonte: Codd G. et al, 2005)

Bélgica	1993 – 2000, generalizado (pelo menos 37 lagos, vários reservatórios)
Republica Checa	1994, 2001 – 2004, ocorrência de <i>blooms</i> em 72-84% das massas de água analisadas.
Grécia	1987-2000, generalizado (31/33 lagos)
Noruega	1978-1998, blooms em pelo menos 49 dos lagos
Portugal	1980 até ao presente, generalizado (lagos, barragens e reservatórios)
Reino Unido	Escócia: 1998-2004 pelo menos 143 lagos, 2 canais e 1 rio. Inglaterra e País de Gales (monitorização anual, 219 a 686 de massas de água analisadas por ano; cianobacterias em 57 a 90% das massas de água)

Tabela 6.5 Exemplos de ocorrências de cianotóxicas em águas europeias. (Fonte: Codd G. et al, 2005)

Bélgica	1995 e 1997-2001, 17/28 <i>blooms</i> continham Microcistina
Republica Checa	1994-2004, 87% das amostras dos diferentes <i>blooms</i> ocorridos continham Microcistina
Grécia	1987-2000, 7/33 <i>blooms</i> positivos para a presença de Microcistina
Noruega	1978-1998, hepatoxinas em 40 lagos, neurotoxinas em 8 lagos. <i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> e <i>Planktothrix</i> tóxicas. Nos anos mais recentes a maior parte dos <i>blooms</i> têm sido dominados pela <i>Anabaena</i> .
Portugal	1989-1998, Microcistina detectada em pelo menos 9 reservatórios, 3 lagos e 2 rios. 2000 Saxitoxina detectada em 1 reservatório e 1 rio. <i>Cylindrospermopsis</i> tóxica presente.
Reino Unido	1981-1993: 105/163 <i>blooms</i> tóxicos. 1989-2004, Microcistina detectada anualmente em 25 a 92% dos <i>blooms</i> . De 1992 para a frente Anatoxina-a, Anatoxina-a (S), Saxitoxina e Nodularina detectadas.

Tabela 6.6 Exemplos de evidências de intoxicações com cianotoxinas em países europeus. (Fonte: Codd G. *et al*, 2005)

Bélgica	1995, morte de aves associada com a hepatoxina <i>Microcystis</i>
Republica Checa	Associações entre populações de cianobactérias tóxicas e irritações na pele.
Grécia	Desconhecido
Noruega	1979, morte de gado atribuída à hepatoxina <i>Microcystis</i>
Portugal	A partir de 1991, distúrbios gastrointestinais, morte de peixes associados com um <i>bloom</i> de <i>Aphanizomenon</i> . Suspeitas de associações entre um <i>bloom</i> de cianobactérias com mortes ocorridas em clínicas de hemodiálise (principal responsável: alumínio; irritações da pele via água recreativa.
Reino Unido	1955-1976 associações entre a morte de gado, peixe e aves com cianobactérias hepatotóxicas. 1980-2004 atribuição de doenças das vias respiratórias, irritações da pele e mal funcionamento do fígado a microcistinas. Morte de gado, cães, peixe e aves associado a microcistinas.

6.2 REMOÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS NOS SISTEMAS DE TRATAMENTO CONVENCIONAL

No que diz respeito à presença de algas e cianobactérias na água bruta aduzida às estações de tratamento, estas também podem causar problemas a nível operacional em várias etapas de tratamento, tais como: dificuldade de coagulação e floculação, baixa eficiência do processo de sedimentação, colmatagem dos filtros e aumento da necessidade de produtos para a desinfecção (Haarhoff e Cleasby, 1989; Edzwald e Wingler, 1990; Edzwald, 1993; Kaur *et al.*, 1994 in Netto *et al*, 2003; Di Bernardo, 1995; Brandão *et al.*, 1996).

Como consequência desses problemas operacionais, verifica-se, geralmente, a redução na eficiência dos processos de tratamento e o surgimento de problemas na água tratada associados à presença de algas, cianobactérias e seus subprodutos extracelulares.

Algumas algas e seus subprodutos podem produzir odores desagradáveis e gerar sabores indesejáveis à água. Quando se identifica nas águas um cheiro a terra, a mofo, a azedo, a peixe ou a erva este, está normalmente associado à presença de fitoplâncton, mais especificamente: algas azuis/verdes. O 2-metil-isoborneol (MIB) e a geosmina são metabolitos destas algas e são normalmente os responsáveis pela presença de cheiro a terra/mofo da água. Torna-se assim necessário, em situações em que se detecta este tipo de microrganismos, introduzir uma etapa de adsorção, materializada em filtros de carvão

ativado, na sequência de tratamento, para remoção do odor e sabor, encarecendo o custo do tratamento da água (Hayes e Greene, 1984 *in* Lambert *et al*, 1996).

A alga flagelada *Synura*, por exemplo, causa um sabor amargo à água, mesmo quando em pequenas concentrações (Speedy *et al.*, 1969 *in* Lambert *et al*, 1996). A *Microcystis*, quando se encontra em estado de decomposição pode apresentar forte cheiro característico de esgoto séptico. (Branco, 1978). Várias espécies de diferentes gêneros de cianobactérias também são capazes de produzir odor de barro ou de mofo (por exemplo: *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Schizothrix* e *Symploca*). Todos esses gêneros, excepto a *Symploca*, possuem espécies produtoras de toxinas. Assim, o sabor e odor da água podem ser utilizados como sinal de alerta para ocorrência de cianobactérias. Contudo, é importante destacar que a ausência de sabor e odor não implica a ausência de cianobactérias e, conseqüentemente, de cianotoxinas (Falconer *et al.*, 1999).

Diversas pesquisas (Rook, 1977; Babcock e Singer, 1979 *in* Lambert *et al*, 1996) desenvolvidas a partir da década de 1970, mostram que a cloração de algumas águas leva à formação de diversos subprodutos clorados, entre os quais os chamados trihalometanos (THM), que são potencialmente cancerígenos. Estudos recentes sugerem que, além das substâncias húmicas às quais tradicionalmente se atribui a formação de THM, as algas também se constituem em potenciais precursores de trihalometanos (Morris e Baum, 1978; Gehr *et al.*, 1993 *in* Lambert *et al*, 1996).

As primeiras observações publicadas a respeito da possibilidade das algas serem precursoras de THM foram reportadas por Morris e Baum, 1978. Esses autores demonstraram que a cloração de matéria orgânica proveniente das algas pode produzir clorofórmio. As observações iniciais de uma pesquisa realizada por Hoehn *et al.*, 1980; em 1975, sugeriram a possibilidade da existência de uma correlação entre a concentração de clorofila-*a* presente na água bruta e a de THM na água tratada. Essas observações levaram ao desenvolvimento de ensaios em laboratório, a partir dos quais os autores constataram que tanto as células como a matéria orgânica extracelular (MOE) das algas são importantes precursoras de THM, sendo que a MOE contribui significativamente mais do que as células propriamente ditas. Apesar da comprovação de que tanto as algas como a sua MOE são precursoras de THM, a correlação entre clorofila-*a* e THM, observada inicialmente, não foi confirmada (Azevedo e Brandão, 2003).

A importância das algas e cianobactérias como potenciais precursores de trihalometanos, particularmente quando da ocorrência de florações, é enfatizada num trabalho desenvolvido

por Graham *et al.*, 1998. Com base em resultados de experiências, à escala laboratorial, utilizando culturas de microalgas, os autores estimaram que na ocorrência de uma floração de *Anabaena flos-aquae* (106 células/mL), a cloração poderá levar à produção de até 1,1mg/L de THM total a partir das células viáveis e de até 0,2mg/L de THM total a partir de matéria orgânica extracelular, portanto, significativamente, acima do valor limite recomendado pela OMS para água potável (WHO, 1993). Os autores destacam que a produção de THM a partir de microalgas e cianobactérias depende da espécie e da fase do ciclo de vida da cultura, sendo observado que a maior produção, por unidade de biomassa algal, ocorre durante a fase de crescimento exponencial desses organismos.

É de referir também, que a presença de materiais orgânicos na rede de distribuição de água, entre os quais o material orgânico intra e extracelular das microalgas e cianobactérias, pode servir de substrato para o desenvolvimento de bactérias que têm a capacidade de atacar alguns tipos de materiais constituintes dos reservatórios de água tratada das tubagens de distribuição de água (Janssens e Buekens, 1993 *in* Lambert *et al*, 1996) e, também, contribui para a deterioração da qualidade bacteriológica da água (Hayes e Greene, 1984 *in* Lambert *et al*, 1996).

As cianotoxinas encontram-se predominantemente no interior das células viáveis (sadias) das cianobactérias tóxicas (toxinas intracelulares). Sob condições normais, apenas uma pequena proporção dessas toxinas é libertada pelas células viáveis para a água (toxinas extracelulares). Contudo, quando ocorre a lise da célula, seja pela degradação natural ou pela acção de ruptura das células exercidas por agentes químicos como o sulfato de cobre e oxidantes, a toxina intracelular é significativamente libertada para a coluna de água (Yoo *et al.*, 1995 *in* Lambert *et al*, 1996).

Assim, os processos e sequências de tratamento de água para abastecimento público devem ser analisados em função da sua capacidade de remover as células viáveis (biomassa algal) e de não promover a lise dessas células, assim como pela capacidade de remover a fracção dissolvida das cianotoxinas (toxinas extracelulares).

A remoção de biomassa algal tem sido objecto de estudo de muitos pesquisadores, e são várias as linhas de abordagem do problema. Os trabalhos abordam desde o uso de filtros rápidos de pequena granulometria sem prévia coagulação (Nagavi e Malone, 1986 *in* Lambert *et al*, 1996), até a adopção de uma etapa de pré-oxidação utilizando cloro, ozono e outros oxidantes (Janssens *et al.*, 1988; Petrusevsky *et al.*, 1996 *in* Netto *et al*, 2003; Lage Filho e Ferreira Filho, 1997).

Essa última opção tem-se mostrado capaz de promover tanto uma maior eficiência de remoção de microalgas como também o aumento da duração da filtração. Entretanto, uma das opções que a literatura tem indicado como a mais recomendada para a remoção de microalgas é a flotação por ar dissolvido, seguida de filtração rápida (Hyde *et al.*, 1977; Edzwald e Wingler, 1990; Edzwald, 1993; Janssens e Buekens, 1993 *in* Lambert *et al.*, 1996). Esse processo, pela característica do seu pré-tratamento (a coagulação-floculação), é também muito eficiente na remoção da matéria orgânica dissolvida (Gehr *et al.*, 1993 *in* Lambert *et al.*, 1996).

Por outro lado, não são muitos os trabalhos que abordam a remoção da fracção extracelular das cianotoxinas. Segundo Hrudey *et al.*, 1999, a maioria dos trabalhos publicados aborda a remoção de cianotoxinas numa só etapa (processo) de tratamento e são poucos os trabalhos que avaliam as sequências de tratamento mais comuns, que envolvem a coagulação-floculação e uma ou mais etapas de clarificação (sedimentação, flotação e filtração rápida). Outro aspecto, é que a grande maioria desses trabalhos relatam experiências realizadas em escala de laboratório ou instalações piloto, sendo poucos os resultados obtidos em escala real (Hrudey S., 1999 *in* Netto *et al.*, 2003).

6.3 CASO DE ESTUDO – ALBUFEIRA DE S. DOMINGOS

6.3.1 ASPECTOS BIOFÍSICOS E SÓCIO-ECONÓMICOS

A albufeira da barragem de S. Domingos é a principal fonte de abastecimento de água do município de Peniche, pertencente à região Oeste de Portugal.

Peniche, situa-se sensivelmente a meio da costa ocidental portuguesa e abrange uma área aproximada de 77 quilómetros quadrados, sendo um dos concelhos mais pequenos do país. Está limitado a Nordeste pelo concelho de Óbidos, a Sudeste pelo da Lourinhã e confrontando com o mar nos restantes quadrantes.

Segundo o censo de 2001, residiam no concelho de Peniche 27 315 pessoas. Estes valores são semelhantes aos das três décadas anteriores, o que revela uma tendência para a estabilização da população (embora se tenha registado uma ligeira subida durante os anos oitenta), após quase meio século de forte crescimento.

A economia do concelho é fortemente marcada pelo sector primário, com especial destaque para a actividade piscatória, evidenciando-se também a vigência de uma agricultura assente

no cultivo dos cereais e da vinha (Figura 6.1). O sector secundário e terciário foram potencializados a partir da pesca, sobretudo com o desenvolvimento da indústria de transformação alimentar, com as conservas como expoente máximo. A restauração e o turismo constituem também pontos fortes da economia local. A especificidade encontra-se ainda no seu artesanato, com particular destaque para as rendas de bilros.

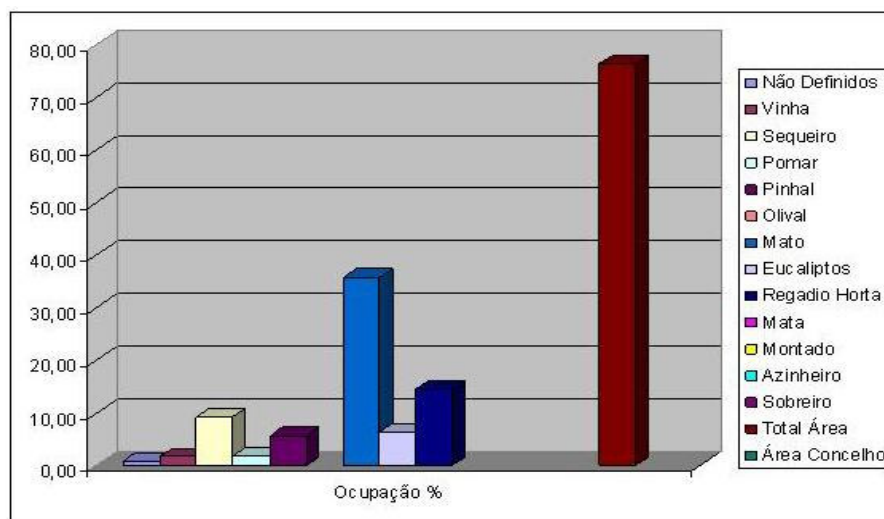


Figura 6.1 Dados de Ocupação do Solo do Concelho de Peniche. (Fonte: Cartografia Série Nacional 10K AMO/IPCC)

A pesca continua a constituir uma autêntica mono-actividade, preenchida em grande medida com as actividades que lhe estão conexas, quer a montante quer a jusante. É ainda hoje, e apesar das sucessivas crises que tem vindo a enfrentar, o sector base da economia local.

A pesca potencia em si muitas outras actividades, que vão desde a construção das embarcações e fabrico de aprestos até à transformação e comercialização do pescado. A jusante, há a destacar a indústria transformadora, tanto de conservas (constituída por três grandes unidades), como de congelados (em que laboram cerca de quinze fábricas), como ainda uma fábrica de farinhas de peixe.

No que respeita à indústria conserveira há a salientar que Peniche se tornou actualmente no maior centro do país (aqui produz-se hoje cerca de 32% do total de conservas de atum em Portugal e 29% de sardinha). No total, estas fábricas empregam à volta de 600 trabalhadores, constituindo na maioria uma mão-de-obra pouco qualificada e mal remunerada, e que está em sério risco de desemprego a curto/médio prazo.

Quanto à indústria de congelados tem-se registado um dinamismo significativo nos últimos anos, mas muitas delas defrontam-se com dificuldades (muito explicadas pela progressiva quebra nos *stocks* de pesca a nível mundial). Ocupam cerca de 500 activos, trabalhadores idênticos aos das fábricas de conserva. Saliente-se que apenas parte da matéria-prima aqui utilizada é adquirida na lota de Peniche, dado que a maior parte vem do exterior, por importação.

6.3.2 NECESSIDADES E DISPONIBILIDADES DE ÁGUA

As ribeiras do Oeste são constituídas por mais de uma dezena de pequenas bacias hidrográficas de carácter intermitente, cujos principais cursos de água têm poucas dezenas de quilómetros de extensão, e que drenam directamente para o Oceano Atlântico, estando confinadas entre as bacias hidrográficas do Tejo, a este, e do Lis, a norte. A caracterização destes sistemas hídricos é ainda muito incipiente, quer em termos hidrológicos, quer biológicos e de qualidade da água. Não existem estações hidrométricas em funcionamento em nenhum dos cursos de água. Apesar desta região possuir uma elevada concentração industrial, muito diversificada – mas sobretudo de agro-indústrias –, e uma densidade elevada de explorações pecuárias e aglomerados populacionais sem tratamento de esgotos, são escassos os dados sobre a qualidade da água (Vieira *et al.*, 1998).

Mais especificamente, em relação ao concelho de Peniche, o abastecimento de água faz-se hoje sem problemas de assinalar. Após a entrada em funcionamento da Barragem no Rio de S. Domingos, em Janeiro de 1998, a rede domiciliária de abastecimento de água abrange a totalidade do Concelho e processa-se sem grandes sobressaltos.

Contudo tem se verificado nos últimos anos alguns problemas de degradação geral da qualidade da água da albufeira relacionados com o seu grau de eutrofização, que irão ser evidenciados no ponto a seguir.

O último ponto de preocupação quanto ao abastecimento de água prende-se com a necessidade de remodelação da rede existente, alguma já com mais de 30 anos.

É de referir também que o plano de ordenamento de bacia hidrográfica ainda não está concluído, e que este irá identificar os problemas mais relevantes da bacia, prevenindo a ocorrência de futuras situações potencialmente problemáticas, identificar as linhas estratégicas da gestão dos recursos hídricos, a partir de um conjunto de objectivos, e

delinear um sistema de gestão integrada dos recursos hídricos, desenvolvendo medidas com vista à recuperação da qualidade da água.

6.3.3 QUALIDADE DA ÁGUA

Neste ponto irá ser avaliada a qualidade da água da Barragem de São Domingos, com vista à sua utilização para produção de água para consumo humano, de acordo com a legislação nacional em vigor (Decreto – Lei n.º 236/98; Decreto-Lei n.º 243/2001 e Decreto-Lei n.º 306/2007), que tem por base a Tabela 1.1. e cujos resultados são apresentados no Anexo A1, e o critério quantitativo nacional de sistemas lênticos (albufeiras e lagos) que se baseia na grelha da Tabela 6.7 e que foi construída com base no critério de classificação definido pela OECD (1982) (INAG, 2003).

Tabela 6.7 Critério Nacional para avaliação do estado trófico em albufeiras e lagoas.

	OLIGOTRÓFICO	MESOTRÓFICO	EUTRÓFICO
Fósforo Total (mg P/m ³)	< 10	10 – 35	> 35
Clorofila- <i>a</i> (mg/m ³)	< 2.5	2.5 - 10	> 10
Oxigénio Dissolvido (% sat.)	-	-	< 40

Neste critério consideram-se apenas três estados tróficos (oligotrófico, mesotrófico e eutrófico) determinados pelas concentrações do meio relativamente a três parâmetros analíticos: fósforo total, clorofila *a* e oxigénio dissolvido. O estado trófico global corresponde ao mais desfavorável para o conjunto dos vários parâmetros. (Pereira L. e Rodrigues M.A., 2005).

Assim, nos cinco anos hidrológicos entre 2000 e 2005, globalmente, a água da Barragem de São Domingos caracteriza-se por ter uma concentração de nitratos, fosfatos, ferro dissolvido e manganês abaixo dos valores máximos admissíveis impostos pela legislação em vigor, excepto, no caso dos nitratos, em que o valor de concentração medido foi superior à categoria A3, em Abril de 2001 e no caso dos fosfatos, de Maio a Setembro de 2002 (Anexo I).

No que diz respeito aos parâmetros microbiológicos, a água da Barragem de São Domingos tem um nível baixo de contaminação (categoria A2).

De salientar que se detecta um teor bastante considerável de matéria orgânica na massa de água em causa, medida pelos parâmetros: Carência Química de Oxigénio (CQO) e Carência

Bioquímica de Oxigénio (CBO_5), que no caso do parâmetro CQO, apresenta valores muito elevados sendo a maior parte das vezes superior ao valor imposto pelo Decreto - Lei nº 236/98 (> A3) o que pode conduzir a uma situação de possível impedimento de utilização da origem de água para produção de água para consumo humano.

No que diz respeito ao estado trófico da albufeira avaliou-se os parâmetros: Fósforo Total, Clorofila-*a* e Oxigénio Dissolvido, que caracterizam o nível de eutrofização da massa de água, nos anos hidrológicos entre 2000 e 2005).

O fósforo é avaliado como representante dos nutrientes da massa de água, já que normalmente é o factor limitante no processo de eutrofização (INAG, 1996).

Pelo gráfico (Figura 6.2) verifica-se que a concentração de fósforo varia significativamente ao longo do ano, já que este nutriente tem tendência a ficar retido nas partículas de solo durante os meses mais secos, e nos meses de Inverno, devido ao aumento da precipitação e consequentes escorrências, é arrastado para a massa de água. No entanto, no Inverno, a concentração de fósforo dissolvido diminui no Epilimnium (camada superior de uma massa de água) pelo facto de que este é rapidamente consumido pelas algas e bactérias. Na circulação da Primavera, devido às condições de mistura, o fósforo precipitado na camada inferior é libertado para a camada superior aumentando a sua concentração, o que aliado ao aumento da radiação solar e da temperatura cria condições óptimas para o desenvolvimento de *blooms* algais (Wetzel R., 1975).

Verifica-se também um aumento significativo, na concentração de fósforo ao longo dos últimos cinco anos hidrológicos.

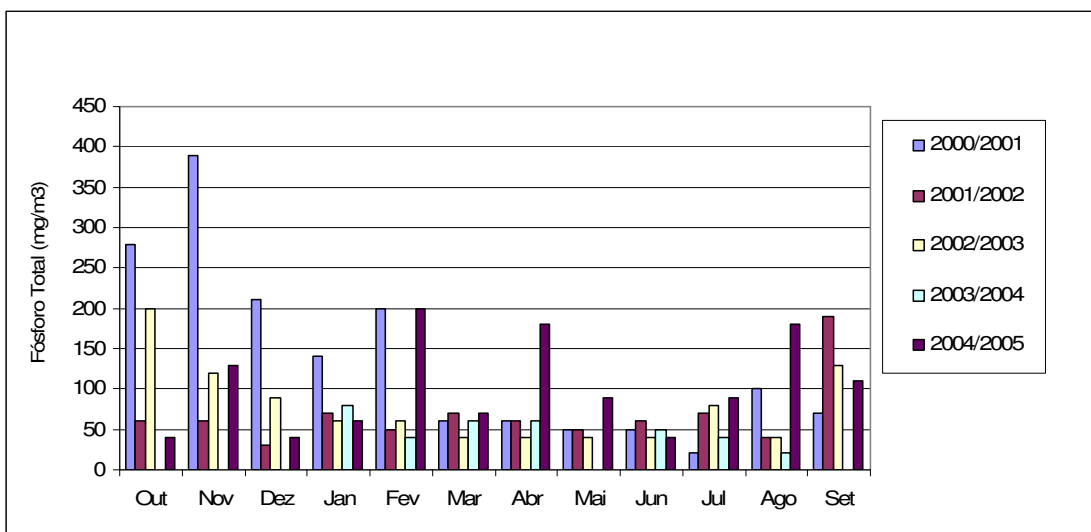


Figura 6.2 Variação sazonal da concentração de Fósforo Total.

No que respeita, à clorofila-*a*, o pigmento presente em todos os grupos taxonómicos de algas, é utilizado como índice de biomassa, tanto para microalgas como para fitoplâncton e cianobactérias. Observa-se que os valores (Figura 6.3) mais elevados de clorofila-*a* ocorrem no princípio da Primavera, devido ao crescimento de biomassa, consequência directa do aumento da luz solar disponível e do aumento de nutrientes, nomeadamente do fósforo.

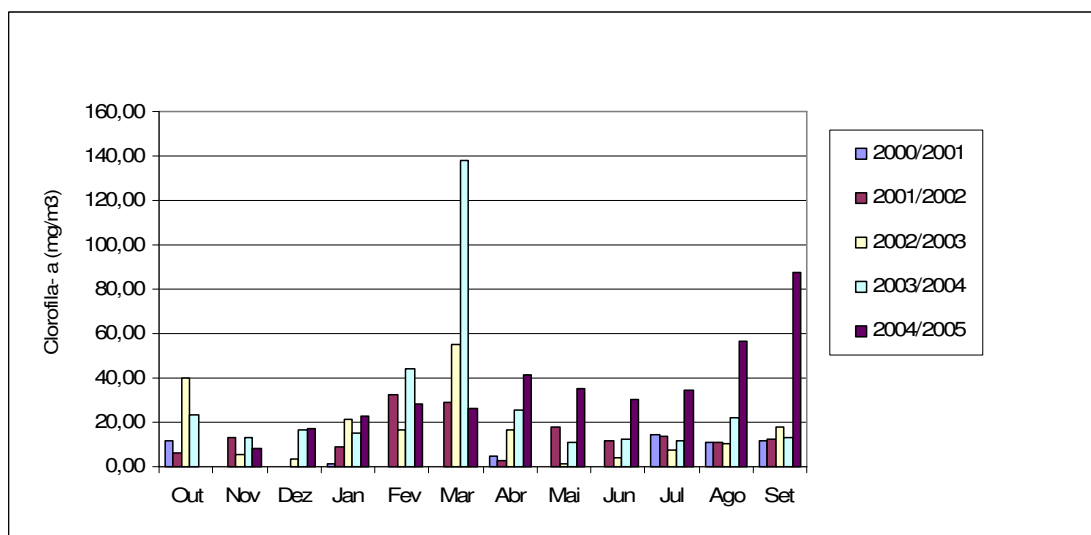


Figura 6.3 Variação sazonal da concentração de clorofila-*a*.

O crescimento excessivo de produtores primários origina um aumento da quantidade de matéria orgânica, que tende a consumir oxigénio ao ser decomposta. A diminuição de

oxigénio disponível vai promover efeitos negativos ao nível do ecossistema, já que a sua capacidade de autodepuração (degradação de contaminantes) é afectada (Wetzel R., 1975).

O oxigénio dissolvido (Figura 6.4) tem uma distribuição semelhante nos cinco anos hidrológicos. Verifica-se ainda, que na Primavera há um aumento de oxigénio consequência do processo de fotossíntese realizado pelas algas. Este valor diminui posteriormente por oxidação da matéria orgânica em excesso, atingindo um valor mais ou menos constante ao longo do ano, pelo que nunca é nulo. Ainda que o estado trófico revele degradação elevada da massa de água, a percentagem de oxigénio dissolvido raramente é inferior a 40%, que corresponde ao limite mínimo para ser caracterizado como Oligotrófico. Esta situação pode ficar a dever-se ao facto da albufeira se localizar relativamente perto da zona litoral, o que implica uma grande influência do vento na mistura da coluna de água, que promove a inclusão de oxigénio.

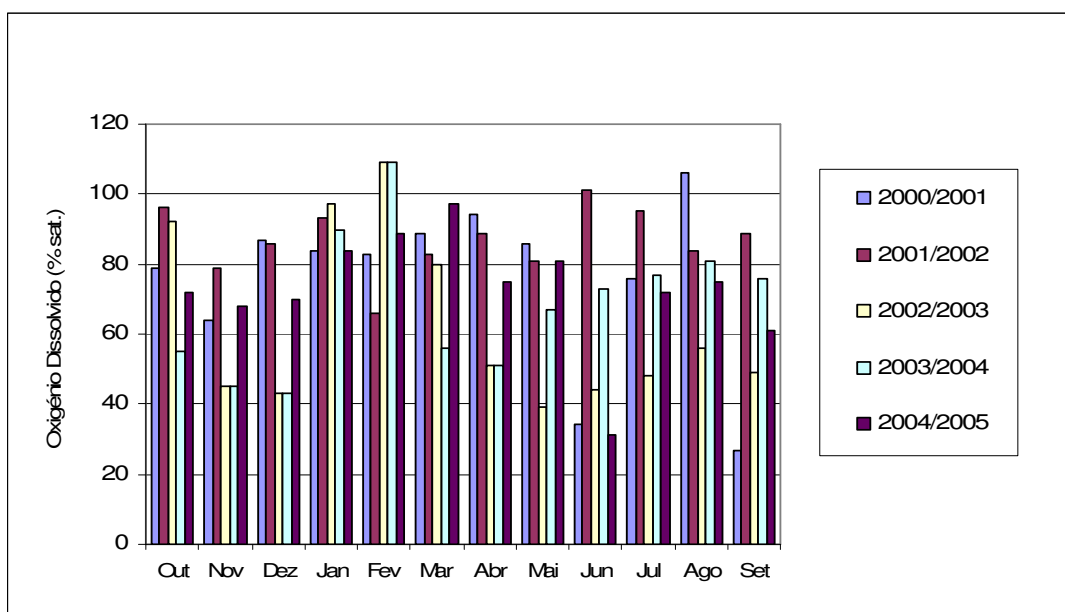


Figura 6.4 Variação sazonal do oxigénio dissolvido.

A temperatura e o oxigénio dissolvido estão inversamente relacionados, ainda que com algum desfasamento, como se pode observar pela Figura 6.4. e 6.5. O oxigénio toma valores tanto menores, quanto maior for a temperatura, este facto deve-se à solubilidade do oxigénio na água que diminui (Wetzel R., 1975).

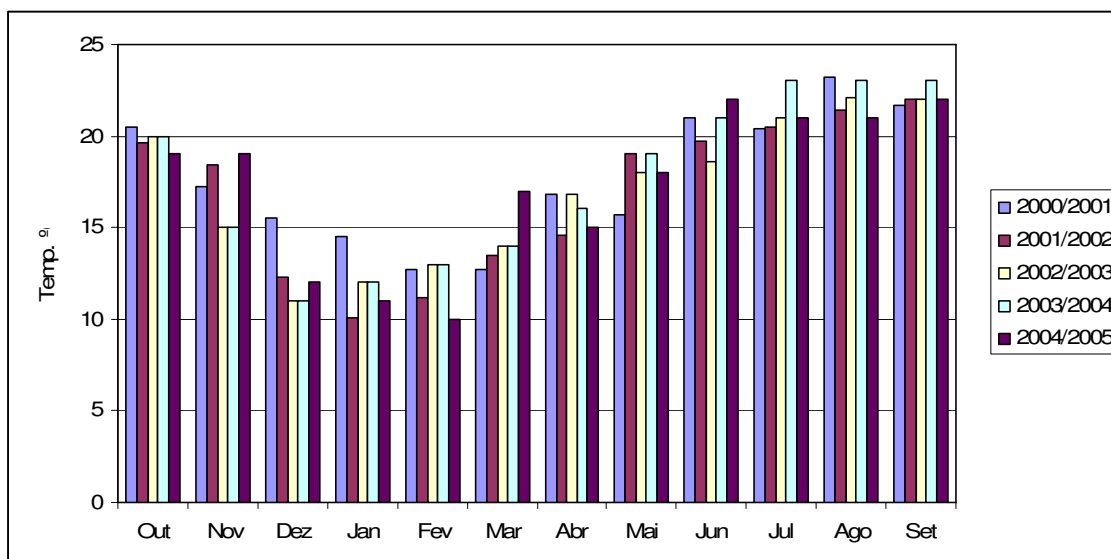


Figura 6.5 Variação sazonal da temperatura.

Assim, pela tabela 6.7, que define os diferentes estados tróficos de uma massa de água lântica (critério nacional), com os dados apresentados no Anexo II fornecidos pelo SNIRH, e pelos gráficos (Figura 6.2, 6.3 e 6.4) verifica-se que albufeira de São Domingos permanece eutrofizada.

Tabela 6.8 Parâmetros indicativos de eutrofização. (Fonte: SNIRH)

	Fosforo Total (mg P/m ³)	Clorofila-a (mg/m ³)	Oxigénio Dissolvido (%sat.)	Avaliação Global
2000/2001	98,25	7,41	70,97	EUTRÓFICO
	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	
2001/2002	60,76	11,99	86,35	EUTRÓFICO
	Eutrófico	Eutrófico	Oligotrófico	
2002/2003	67,07	10,41	58,88	EUTRÓFICO
	Eutrófico	Eutrófico	Oligotrófico	
2003/2004	46,69	20,57	66,07	EUTRÓFICO
	Eutrófico	Eutrófico	Oligotrófico	
2004/2005	87,51	30,03	70,63	EUTRÓFICO
	Eutrófico	Eutrófico	Oligotrófico	

O fósforo total e a clorofila-a sofreram um aumento significativo nos valores apresentados. Os valores máximos de clorofila-a têm aumentado todos os anos, principalmente a partir de 2002. Em 2005 houve um agravamento da qualidade da água, a que não foram alheias as condições climáticas que se fizeram sentir (Pereira L.A. e Rodrigues M.A., 2005).

Os resultados de fitoplâncton confirmam um agravamento da qualidade da água, com a persistência de um *bloom* de *Closterium aciculare* (clorofícea) desde Fevereiro até Novembro de 2005, com muitas cianobactérias sempre presentes, apesar de algumas não serem conhecidas como potenciais produtoras de toxinas (e.g. *Woronichinia naegeliana*). A partir de Maio e até finais de Agosto do mesmo ano, houve um aumento das cianobactérias, e uma ligeira melhoria de Outubro até ao final do ano (Anexo III).

Deste modo, a principal problemática da albufeira de S. Domingos diz respeito à carga orgânica e ao seu estado trófico proporcionando condições óptimas para a formação de *blooms* de cianobacterias, que aliado aos elevados períodos de intensidade luminosa na Primavera, à sua maior afinidade para reter o fósforo e azoto que outros organismos fotossintéticos, ao facto de terem uma relação azoto-fósforo menor que dez e terem a capacidade de fixar o azoto atmosférico, e ligado ao perigo de libertação de toxinas prejudiciais à saúde humana e à dificuldade do seu tratamento em ETA's, fazem da presença destas algas uma preocupação premente para um tratamento de qualidade da água da albufeira.

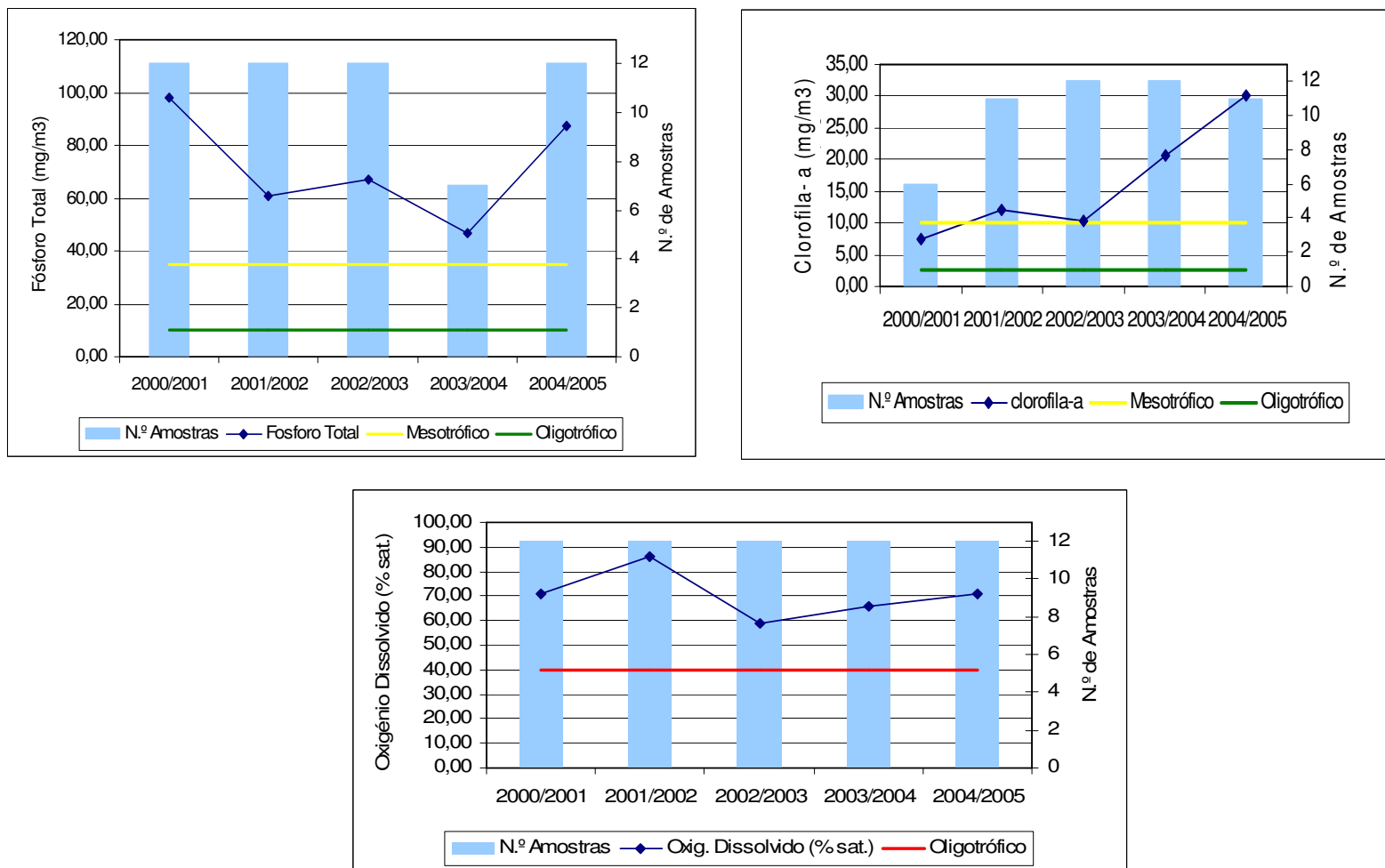


Figura 6.6 Variação da concentração de Fósforo, Clorofila-a e Oxigênio Dissolvido entre 2000 e 2006.

Nota: As linhas horizontais representam os limites dos estados tróficos (vermelho: eutrófico; amarelo: mesotrófico; verde: oligotrófico). O limite do oxigênio dissolvido corresponde a um valor mínimo

6.3.4 SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUA INSTALADO

A ETA de São Domingos foi dimensionada para um caudal médio diário de 12 960 m³, equivalente a uma população de 63 700 habitantes.

O sistema é convencional e inclui as seguintes etapas, operações e processos de tratamento, que se encontram esquematizadas na Figura 6.7:

- pré-oxidação com ozono;
- oxidação com cloro na linha de tratamento;
- carvão activado em pó;
- mistura rápida (coagulação);
- clarificação de manto de lamas;
- filtração rápida em filtros de areia;
- cloragem.

Na Tabela 6.9 apresentam-se os objectivos do tratamento convencional, discriminados por processo ou etapa de tratamento, e suas implicações.

Tabela 6.9 Objectivos e implicações dos processos envolvidos no tratamento convencional da água.

PROCESSO/ OPERAÇÕES UNITÁRIAS	OBJECTIVO	OBSERVAÇÕES
PRÉ-OXIDAÇÃO: - ozonização - cloragem	Oxidação da matéria orgânica	-
CLARIFICAÇÃO - coagulação/floculação - sedimentação - filtração	Remoção da turvação e da matéria orgânica oxidada	- Adição de reagente - Adição de Carvão Activado em Pó (CAP) - Produção de lamas - Alteração da agressividade da água
DESINFECÇÃO - cloragem	Eliminação de microrganismos prejudiciais à saúde humana Residual de desinfectante	- Formação de trihalometanos (organoclorados) - Espécies resistentes ao cloro

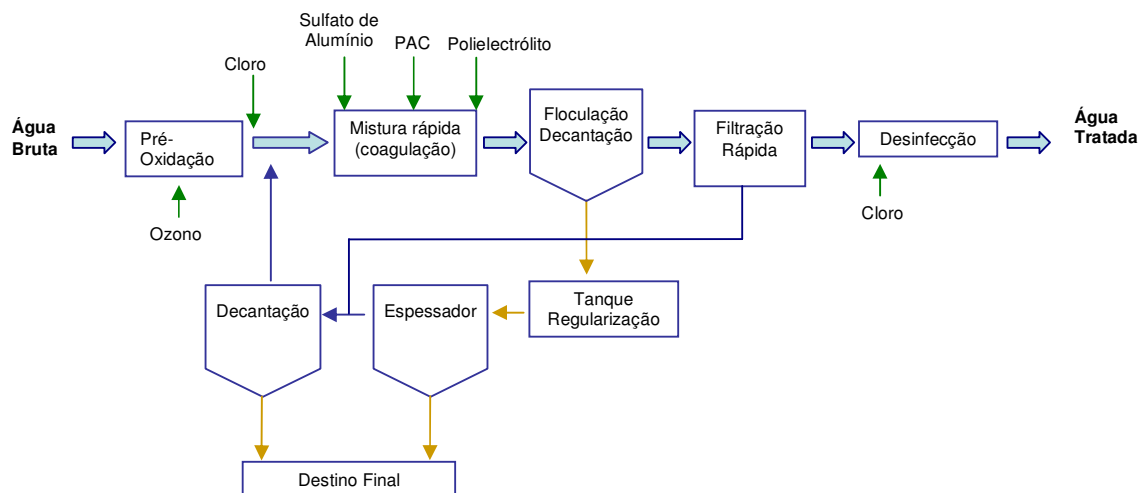


Figura 6.7 Esquema de tratamento da ETA de São Domingos.

6.3.5 AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE TRATAMENTO INSTALADA, FACE À QUALIDADE DA ÁGUA NA ORIGEM

Como foi referido anteriormente, e por análise dos gráficos da Figura 6.6. e das Tabelas apresentados no Anexo I e II, o principal problema da albufeira de São Domingos, no que diz respeito à qualidade da água, é o seu estado trófico e os problemas inerentes a esse estado, que foram descritos no ponto 6. A albufeira, de acordo com o critério quantitativo nacional de sistemas lênticos está muito eutrofizada (classificada como eutrófica nos últimos 5 anos hidrológicos), tendo-se registado um agravamento ainda mais preponderante a partir de 2004.

A gestão e o controlo de algas, cianobactérias e cianotoxinas nos sistemas de abastecimento de água envolvem acções de carácter preventivo e de carácter correctivo, que devem ser desenvolvidas segundo níveis hierárquicos. As acções de prevenção do processo de eutrofização numa massa de água devem ser prioritárias, e baseiam-se no manejo dos factores que controlam o crescimento das algas e cianobactérias, particularmente na introdução de nutrientes. Para acelerar a recuperação de um corpo de água eutrofizado, as medidas de controlo das fontes externas de nutrientes podem ser complementadas por medidas de controlo interno de nutrientes e cianobactérias, ou seja, acções que envolvem o “tratamento” da própria massa de água.

As medidas de controlo interno podem ser divididas em:

1) métodos físicos, que podem envolver a circulação artificial da água bem como o seu arejamento, dragagem de sedimentos, entre outros (Hrudey *et al.*, 1999 *in* Netto *et al.*, 2003);

2) métodos químicos, tais como precipitação e inactivação do fósforo e o uso de algicidas (sulfato de cobre, permanganato de potássio, cloro, etc.) sendo que a aplicação destes últimos deve ser feita de uma forma extremamente cuidadosa, pois leva à libertação das toxinas intracelulares das cianobactérias e é prejudicial ao ecossistema (Azevedo S. e Brandão C, 2003).

No que diz respeito às medidas correctivas de controlo de algas, cianobactérias e toxinas na água de abastecimento, estas envolvem dois tipos de intervenção, a primeira, no ponto de captação (gestão do nível de captação de água bruta), que envolve medidas de precaução para evitar a contaminação pelo posicionamento das condutas, a selecção da profundidade de captação, a passagem por tanque de filtragem e a utilização de barreiras a fim de restringir a movimentação de sedimentos, e a segunda, a remoção desses organismos e compostos no sistema de tratamento de água (Hrudey *et al.*, 1999 *in* Netto *et al.*, 2003). Devido à natureza e objectivo deste trabalho, será neste segundo aspecto que a avaliação se irá centrar.

Deste modo, no que concerne à utilização da água da barragem de São Domingos para consumo humano, em termos de eficiência da ETA, é indispensável averiguar a sua capacidade no que se refere à remoção de organismos fitoplânctónicos e das eventuais toxinas (produzidas por algumas espécies de cianobactérias) presentes no meio.

Assim, existe uma série de questões-chave sobre a eficiência de remoção de cianobactérias e cianotóxicas pelos processos e operações unitárias componentes do sistema de tratamento instalado na ETA, questões essas que possibilitam, com base em dados bibliográficos, prever o seu desempenho.

6.3.5.1 PRÉ-OXIDAÇÃO COM OZONO

O processo de oxidação mais consistente em termos de eficiência e eficácia na destruição de microcistinas intracelulares e extracelulares parece ser mesmo a ozonização, que consegue rapidamente atingir a destruição completa de microcistinas, nodularina e anatoxina-a (Keijola *et al.*, 1988; Himberg *et al.*, 1989; Rositano e Nicholson, 1994; Croll e Hart, 1996; Rositano *et al.*, 1996; Hat *et al.*, 1997 *in* Falconer *et al.*, 1999). O factor mais

importante na aplicação da ozonização é a fracção de ozono exigida pela presença de carbono orgânico dissolvido (COD), isto acontece devido ao facto de que a concentrações de COD de 8,5 mg/l, são necessárias doses acima de 1 mg/l para alcançar a destruição completa de microcistina-LR (Rositano e Nicholson, 1994 *in* Falconer, *et al*, 1999). Os resultados de Hart *et al.* (1997) demonstram a importância de doses de ozono suficientemente altas (Figura 6.8). A doses baixas, até 0,6 mg/l, o ozono degradou completamente o COD mas teve pouco efeito na microcistina-LR. Só após o COD ser todo degradado, é que o ozono demonstrou algum efeito na microcistina-LR. No entanto, entre 0,6 mg/l e 1,3 mg/l, este efeito consistiu na sua maior parte em lise celular, sendo apenas a concentrações de 2 mg/l de ozono que se registou a conversão da toxina extracelular.

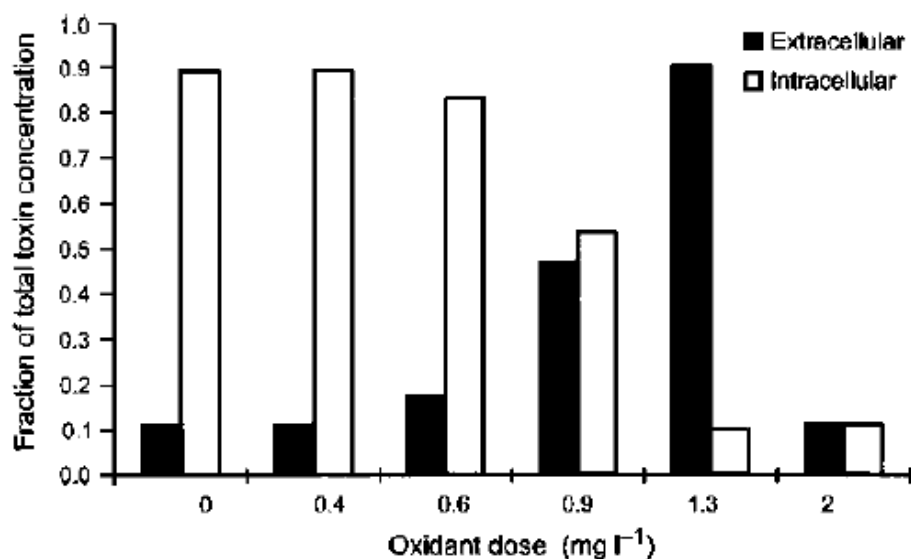


Figura 6.8 Efeito da ozonização na distribuição de microcistina-LR intracelular e extracelular de *Microcystis* doseada numa água bruta superficial. (Fonte: Hart *et al.*, 1997)

Estes resultados salientaram a importância crucial de doses suficientemente altas de ozono bem como de uma monitorização atenta do seu desempenho, especialmente em situações em que a fonte de água bruta apresenta oscilações na concentração de COD, como as que se registam em *blooms* de cianobactérias.

Mouchete Bonnelye, 1998 compararam a pré-oxidação com ozono e com cloro, no que diz respeito ao seu efeito na eliminação de algas e cianobacterias, como na libertação de toxinas e a formação de sub-produtos. Tendo concluído que a pré-cloração é ligeiramente mais eficaz que a pré-ozonização tornando mais eficiente o processo de coagulação (remoções de 96,9% comparados com 94,1% numa estação de tratamento em França). No entanto, esta vantagem é excedida pelos problemas de danificação das células resultando num aumento de COD e libertação de metabolitos que tanto podem ser tóxicos como podem

conferir sabores e cheiros desagradáveis, como também formar sub-produtos (particularmente clorofenóis). Recomendaram assim, a pré-ozonização como sendo a melhor escolha, especialmente em conjugação com uma pós-ozonização seguida de filtração em CAG, mais à frente na linha de tratamento, por exemplo, entre a clarificação e a filtração.

Antes da remoção celular, a concentração de carbono orgânico, total e dissolvido, numa água com um *bloom* de cianobactérias vai variar em ordens de magnitude, variando da mesma forma o consumo do próprio oxidante. O controlo contínuo da etapa de oxidação e doses muito elevadas de oxidante serão necessárias para permitir a completa oxidação de cianotoxinas numa etapa de pré-tratamento, o que na prática se revela extremamente difícil de concretizar, sendo também associado a um crescente risco de libertação de toxinas. A remoção de células de cianobacterias antes da aplicação do oxidante é mais segura. Em contraste, a pré-oxidação com uma dose reduzida de ozono pode ser útil visto que potencia a remoção de células em etapas subsequentes. Operações seguras e eficientes são possíveis se outras barreiras de cianotoxinas (tal como uma segunda etapa de ozonização ou CAG) estiverem instaladas (WHO, 1993).

Consequentemente, a pré-oxidação deve ser considerada como um passo para potenciar e aumentar a remoção de células de cianobactérias em vez de uma etapa cujo objectivo é a degradação de cianotoxinas (WHO, 1993).

6.3.5.2 CARVÃO ACTIVADO EM PÓ

Nas últimas duas a três décadas o uso de adsorção com carvão activado na Europa e América do Norte tem vindo a aumentar, especialmente devido ao facto de que a maioria dos outros processos de tratamento se têm vindo a demonstrar ineficientes na remoção da matéria orgânica solúvel. Esta abordagem utiliza tanto carvão activado em pó (CAP), que pode ser adicionado de uma forma intermitente, sempre que as necessidades o exigirem, como adsorventes de carvão activado granulado (CAG) que são utilizados continuamente. O uso de uma forma periódica, de CAG por comparação com CAP implica custos mais elevados, mas é também mais eficiente e fiável na remoção de compostos orgânicos solúveis persistentes (Hamann *et al.*, 1990 *in* Lambert *et al.*, 1996).

Keijola *et al.*, 1988, (*in* WHO, 1993) descobriu que num sistema de tratamento convencional com pré-ozonização, a adição de 20 mg/l de CAP atingia uma remoção de hepatoxinas na

ordem dos 90%. Hart e Stott, 1993, e Croll e Hart, 1996, referiram a avaliação de uma série de CAP's na remoção de microcistina-LR a uma concentração inicial de 40 µg/l. No CAP que se revelou mais eficiente (derivado da madeira) foram necessárias doses superiores a 20 mg/l para atingir remoções superiores a 85%.

A adsorção em carvão activado é assim considerada como efectiva na remoção de cianotoxinas (Falconer *et al.*, 1989; Donati *et al.*, 1994; Mohamed *et al.*, 1999 *in* Drikas *et al.*, 2001). Os diferentes autores concordam que para atingir eficiências de remoção elevadas são necessárias doses de CAP superiores a 20 mg/l e tempos de contacto de cerca de 30 minutos (Donati *et al.*, 1993 *in* Hrudey *et al.*, 1999). O desempenho do CAP parece estar dependente do tipo de carvão (material de origem e tipo de activação), tendo sido sugerido que o volume de mesoporos é muito importante (Donati *et al.*, 1994 *in* Lambert *et al.*, 1996). O COD da água é extremamente importante visto que a matéria orgânica compete pelo CAP juntamente com as toxinas (Falconer *et al.*, 1989; Himberg *et al.*, 1989; Lambert *et al.*, 1996; Donati *et al.*, 1994; Hrudey *et al.*, 1999). Desvantagens atribuídas ao CAP são o facto de durante o processo de tratamento sofrer apenas uma única utilização o que contribui para o acréscimo do preço associado e do volume de lamas produzido (Campinas M. *et al.*, 2002).

6.3.5.3 COAGULAÇÃO/ FLOCULAÇÃO/ DECANTAÇÃO E FILTRAÇÃO

A coagulação promove a agregação de partículas de natureza coloidal de pequenas dimensões em partículas maiores que podem ser separadas por sedimentação, filtração ou flotação (Grohman *et al.*, 1985; Hamann *et al.*, 1990 *in* WHO, 1993). Corresponde à desestabilização das cargas superficiais das partículas coloidais e em suspensão (impurezas), incluindo bactérias e vírus, a partir da adição de um coagulante (Kawamura, 1991 *in* Netto *et al.*, 2003).

A remoção eficiente de algas está dependente da optimização das doses de químicos utilizados e do pH de coagulação. Mouchet e Bonnélye (1998) (*in*, WHO, 1993) demonstraram que a dose de coagulante necessária para a remoção de algas é proporcional à soma da alcalinidade e o logaritmo do número de células. Também referem que a minimização da turvação num "Jar test" não é critério suficiente para ajustar o tratamento na remoção de algas e cianobactérias, e recomendam a medição da mobilidade electroforética das células (potencial zeta) como critério de optimização da dosagem

(particularmente devido ao facto de que com dosagens insuficientes de coagulante, as cianobacterias são as ultimas células de fitoplâncton a ser removidas).

A coagulação, devido à sua natureza, oferece consideráveis condições para a remoção de células intactas de cianobacterias. Para as neurotoxinas, Falconer, 1989, registou que com doses de alumínio de 120 mg/l em combinação com polielectrólitos vários, se remove cerca de 20% da toxicidade de um *bloom* neurotóxico de *Anabaene circinalis*. Para as microcistinas, uma série de estudos publicados evidenciaram que a coagulação tem uma capacidade negligenciável para remover qualquer tipo de toxinas solúveis presentes na água. Este facto tem sido demonstrado através da realização de "Jar tests" com sulfato de alumínio, em que a concentração total de toxinas foi reduzida como resultado da remoção de algas e não de toxinas extracelulares Figura 6.14. (WRc, 1996 *in* Netto *et al*, 2003).

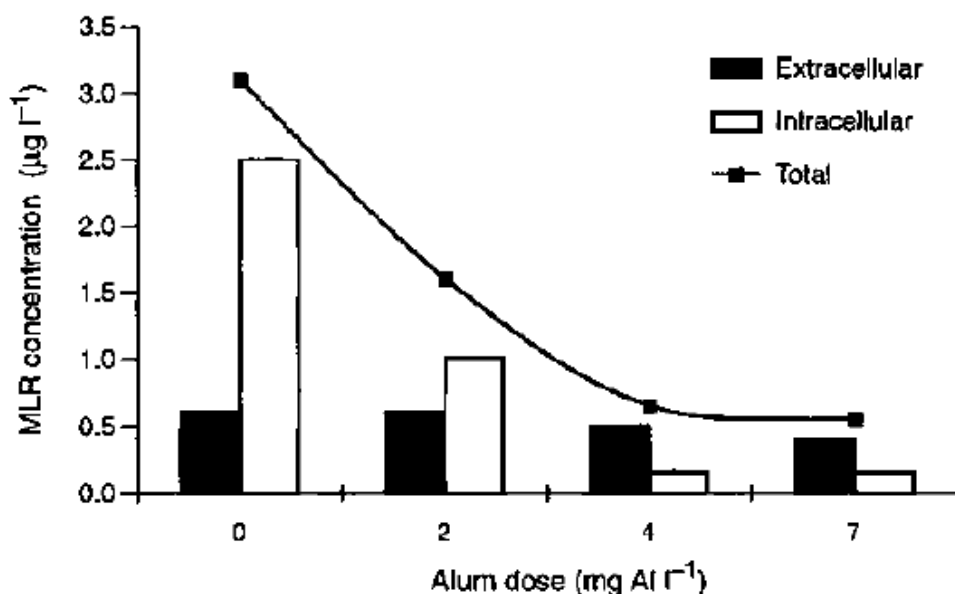


Figura 6.9 O efeito da coagulação com sulfato de alumínio na concentração intra- e extra-celular de microcistina-LR. (After Hart *et al.*, 1997 *in* WHO, 1993)

Rositano e Nicholson, 1994, também demonstraram esta expectativa avaliando a remoção de microcistinas solúveis e purificadas, através da aplicação de três reagentes: sulfato férrico, sulfato de alumínio e cloreto de polialumínio. Em todos os casos não foi registada qualquer remoção de toxinas. Lambert *et al.*, 1996, verificaram níveis de remoção de microcistina, baixos e inconsistentes (0 – 39%), na fase de coagulação – sedimentação de uma estação de tratamento de água de dimensões pequenas, em que foi aplicada uma dose de sulfato de alumínio de 60 mg/l.

Por contraste, é necessário realçar que um estudo numa água bruta com doses elevadas de alumínio (200 mg/l) registou que cerca de 23% da micocistina-LR intracelular foi libertada, maioritariamente após dois dias de tratamento (Lam *et al.*, 1995 *in* Netto *et al.*, 2003). No entanto, a concentrações e condições semelhantes à que ocorrem em ETA's, Velzeboer *et al.*, 1995, demonstrou que o sulfato de alumínio não causa a lise celular de culturas de *Anabaena circinalis* ou *Microcystis aeruginosa*. Trabalhos mais recentes, que utilizaram o sulfato de alumínio numa estação piloto com culturas de *Microcystis aeruginosa* recolhidas no decurso da fase de crescimento exponencial tardia, confirmaram que durante o processo de tratamento as células não foram danificadas e que nenhuma toxina adicional foi libertada. (Drikas *et al.*, 1997 *in* Netto *et al.*, 2003). No entanto, este estudo confirmou igualmente, que as baixas concentrações de microcistinas extracelulares presentes na água bruta (2 – 6 µg/l) não são removidas durante o processo de tratamento. Em adição, registaram que o número total de células, nas lamas recolhidas na estação piloto, foi reduzido a metade do seu valor inicial após dois dias, e que a libertação de toxinas foi virtualmente imediata, alcançando quase 100% após dois dias. Após cinco dias, a concentração de toxinas começou a decrescer, sendo reduzida a cerca de 80% após oito dias, sendo que ao fim de 13 dias, foi totalmente reduzida. Isto, vem corroborar, com os estudos realizados por Jones and Orr, 1994 que observaram a degradação da micocistina-LR após 9 dias num lago, posteriormente ao tratamento químico de um *bloom* de *Microcystis aeruginosa*.

A selecção do tipo de decantador irá também afectar a taxa de remoção de células. Mouchet e Bonnélye, 1998, demonstraram que decantadores do tipo manto de lamas são substancialmente mais eficientes do que os comuns decantadores estáticos (especialmente devido ao maior tempo de floculação), particularmente se forem usados sistemas *upflow*. Numa estação de tratamento no rio Seine em França, com decantador de manto de lamas, atingiram-se remoções de fitoplâncton total na ordem dos 95-99%, numa ETA nas Filipinas atingiu-se remoções de cianobactérias de 95-98% (comparado com 90-95% de remoção num decantador estático), e numa estação de escala industrial em Harare (Zimbabwe) registou-se 96,7-99,5% de remoção de *Anabaena* e *Microcystis*. No Cairo e em Alexandria (Egipto), decantadores mais antigos foram adaptados e melhorados com sucesso em decantadores de manto de lamas com corrente *upflow*, registando-se não só uma melhoria na remoção de algas e cianobactérias, como também na própria eficiência por unidade de área e uma redução no consumo de coagulante (15-45%) e de cloro (15-35%) (WHO, 1993).

Leuschner, 1984 (*in* Lambert *et al.*, 1996), estudou a retenção de fitoplâncton, numa estação de tratamento de uma água extremamente eutrófica, através da floculação, sedimentação e filtração rápida. Enquanto que *Microcystis* spp. raramente era detectada na água tratada, *Planktothrix agardhi* não foi quase retida, detectando-se cerca de 27% na água tratada.

Mouchet e Bonnélye, 1998, também reportaram que a adi  o de um polímero cati  nico durante a flocula  o melhorava substancialmente a reten  o destes organismos.

A remo  o de células intactas apresenta-se assim como a melhor oportunidade para remover toxinas em processos de separa  o sólido-líquido, uma vez que através da pesquisa bibliográfica se verifica que a maioria dos autores obteve baixas eficiências de remo  o de toxinas extracelulares. Deste modo, a coagula  o convencional e a filtra  o rápida podem ser úteis na remo  o de toxinas intracelulares, particularmente se as células se mantiverem intactas, mas não são processos de confiança como processos principais. A coagula  o, flocula  o e sedimenta  o, tem um efeito negligenciável na remo  o de toxinas extracelulares (Mouchet e Bonnélye, 1998 *in Netto et al*, 2003).

Um aspecto muito importante a considerar    a concentra  o de cianobactérias tóxicas nas lamas, isto porque as células começam a libertar toxinas sobretudo durante a fase de crescimento exponencial e principalmente durante a fase estacionária, quando são mais velhas. A importância da liberta  o de toxinas das lamas depende do tempo que a lama fica retida nos tanques de sedimenta  o e    particularmente relevante se o sobrenadante do processo de tratamento de lamas for reconduzido para a linha de tratamento de   gua (Hrudey *et al.*, 1999 *in Netto et al*, 2003).

6.3.5.4 DESINFEC  O COM CLORO

A desinfec  o tem por objectivo a destrui  o de organismos patog  nicos presentes na água e a preven  o de contamina  es de origem hídrica. O desinfectante mais utilizado    o cloro, quer na forma de cloro gasoso, quer na forma de sais (de cálcio ou sódio) de hipoclorito. As razões desta preferência baseiam-se essencialmente no baixo custo deste reagente, na sua eficiência e na facilidade de utiliza  o. O cloro    eficaz no controlo de aspectos organolépticos de qualidade (na ausência de compostos fenólicos), na remo  o de ferro, manganês e sulfureto de hidrog  nio da água a tratar, na desinfec  o de tubagens e reservatórios, e desempenha ainda um papel fulcral na manuten  o da qualidade microbiológica da água distribuída através da inibi  o do crescimento dos microrganismos planct  nicos (Vieira P., 2001).

Estudos antigos reportaram que doses substanciais de cloro (5mg/l) eram ineficientes na destrui  o da toxicidade algal (Hoffman, 1976 *in WHO*, 1993). Da mesma maneira, sistemas de tratamento combinados que incluíam cloragem a 0,5 mg/l também demonstraram ser

ineficientes, sugerindo uma contribuição muito pequena na fase de cloração (Keijola *et al.*, 1988; Himberg *et al.*, 1989). Semelhantemente, Lambert *et al.*, 1996, verificou que a cloragem atingiu reduções negligenciáveis em níveis de microcistina de 0,3-0,5 µg/l na água tratada. Nestes estudos, o cloro pode ter sido consumido rapidamente devido às elevadas concentrações de matéria orgânica presente, deixando disponível uma quantidade insuficiente para remover microcistinas. No entanto, Nicholson *et al.*, 1994, demonstrou que a cloração poderia ser extremamente eficiente na destruição de microcistina-LR e de nodularia desde que sob o efeito de um tratamento correcto, isto é, um residual livre de 0,5 mg/l após 30min de tempo de contacto, com um pH<8. Por contraste, verificaram também que a cloraminação registava ser completamente ineficiente na destruição de microcistina-LR e nodularia, o que criava um problema no tratamento de águas naturais com exigências substanciais de cloroaminas.

Carlile, 1994, Croll e Hart, 1996 e Hart *et al.*, 1997 (*in* WHO, 1993) realizaram uma série de testes com vários oxidantes em águas inoculadas com microcistina-LR dissolvida ou anatoxina-a com concentrações entre 5 -10 µg/l. Os testes com uma dose de cloro de 1,7mg/l, registaram um residual de aproximadamente 0,7 mg/l após 30 minutos. A eficiência do cloro em reduzir a concentração de microcistina-LR demonstrou estar dependente do pH e do tempo de contacto. A pH 5, a remoção foi mais de 93% dentro de 30 minutos, enquanto que a pH 7 a remoção registou-se ser apenas de 88% após 22 horas. Testes com águas naturais contendo células de microcistina indicaram que a cloração teria um efeito semelhante. A cloragem durante um tratamento a pH suficientemente baixo para registar eficiência máxima, na prática não é viável. No entanto, em conjugação com tempos de contacto elevados e com uma concentração de residual livre de cloro, é provável que a microcistina seja degradada.

Também têm sido realizados testes de cloragem em águas contendo anatoxina-a dissolvida. Nicholson *et al.*, 1994 e Carlile, 1994 (*in* WHO, 1993), registaram que a cloragem tinha poucos ou nenhuns efeitos na remoção de anatoxina-a. Rositano e Nicholson, 1994, também demonstraram que a cloração de anatoxina-a, a doses de 15mg/l de cloro, pH 7 e com tempo de contacto de 30 minutos, não era eficaz, removendo apenas 16% da referida toxina.

Assim, doses baixas de cloro têm efeitos negligenciáveis, sendo que o COD da água é extremamente importante devido ao facto de que a matéria orgânica compete pelo cloro juntamente com as toxinas. A eficiência também diminui com o aumento do pH (hipocloritos de cálcio e sódio são menos eficientes do que Cl₂) e a destruição das toxinas está directamente ligada ao aparecimento de um residual de cloro (Himberg *et al.*, 1989; Nicholson *et al.*, 1994; Lam *et al.*, 1995; Lambert *et al.*, 1996; Tsuji *et al.*, 1997; e Senogles

et al., 2000 *in* Campinas M., 2002). Desta forma, a eficiência de remoção depende da dosagem de cloro e da concentração de cloro residual (aumenta), do tempo de contacto (aumenta) e do pH (diminui).

Conclui-se assim, com base na pesquisa bibliográfica efectuada, que se espera que a ETA de São Domingos (tratamento convencional com pré-ozonização e introdução de CAP na etapa de mistura rápida) consiga alguma eficiência de remoção de cianobactérias e cianotoxinas, isto se forem utilizadas as dosagens de reagentes e residuais de ozono e cloro apropriados e com a utilização de CAP em dosagens relativamente elevadas.

A principal dúvida prende-se com o desempenho da ETA na remoção de toxinas solúveis (extracelulares), uma vez que este está dependente da qualidade da água na origem e das condições de funcionamento da ozonização, da adsorção com CAP e da cloragem. Existem também dúvidas relativamente ao comportamento do ozono, visto que pode haver conversão de toxinas e não a sua destruição para compostos não tóxicos, assim como existe sempre o risco da lise das células. Outra questão importante diz respeito ao tratamento de lamas, resultantes da etapa de sedimentação, e das águas provenientes da lavagem dos filtros, que possuem uma concentração muito elevada de toxinas, o que vai implicar dificuldades no seu tratamento, sendo que no caso das águas provenientes da lavagem dos filtros não se deve fazer a sua recirculação para a cabeça da estação.

A monitorização frequente do desempenho do tratamento é crucial, uma vez que quase toda a informação existente sobre os diferentes tratamentos foi obtida em condições laboratoriais, havendo muitas incertezas noutras situações. As cargas orgânicas elevadas e variáveis, existentes durante os *blooms*, podem comprometer aparentes sucessos de tratamento. Daí ser necessário realizar estudos mais pormenorizados sobre o caso de estudo em questão, envolvendo ensaios laboratoriais e determinações experimentais das eficiências de remoção de cianobactérias e cianotoxinas nas várias etapas do processo da ETA de São Domingos.

7 AVALIAÇÃO TEÓRICA DA CAPACIDADE DE TRATAMENTO DA ETA DE S. DOMINGOS

Neste capítulo propõe-se uma avaliação teórica da capacidade de tratamento instalada, com base na metodologia desenvolvida por Almeida, 2005. Uma vez que os dados de qualidade da água tratada não estão disponíveis, a avaliação do desempenho da ETA recorre aos dados de qualidade da água bruta e às percentagens de remoção teóricas para determinados intervalos de aplicação (Almeida, 2005).

Nesta metodologia a autora assumiu uma série de pressupostos que decorrem, principalmente, de critérios de qualidade da água, fixados quer pela OMS, quer pela legislação nacional e comunitária, bem como de valores de eficiência de tratamento generalizadamente indicados na bibliografia da especialidade.

Por outro lado, a autora adoptou oito sistemas de tratamento convencionais, apresentados esquematicamente na Figura 7.1, os quais constituem sequências de operações e processos unitários utilizados na prática corrente do tratamento de águas para consumo humano e cuja aplicação é também amplamente relatada em referências bibliográficas e técnicas, relativas àquele domínio.

Para aplicação das percentagens de remoção, houve a necessidade de adoptar diversos pressupostos e análises de dados para que fosse possível avaliar a capacidade de tratamento do sistema instalado na ETA de S. Domingos.

Assim, considerou-se um período de análise, de 5 anos hidrológicos (1 de Outubro de 2000 a 30 de Setembro de 2005) e seleccionaram-se os parâmetros a analisar, por forma a compreender por um lado a qualidade das massas de água em estudo e por outro lado restringir o âmbito do estudo.

Assim sendo, através dos quadros do Anexo I, relativos à qualidade da água bruta no período referido, verificou-se a conformidade legal no que se refere à qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano, para aqueles parâmetros cujos limites legais se encontram fixados no exposto dos anexos I e II do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, aferindo-se as ultrapassagens dos VMR e VMA e a classificação das massas de água.

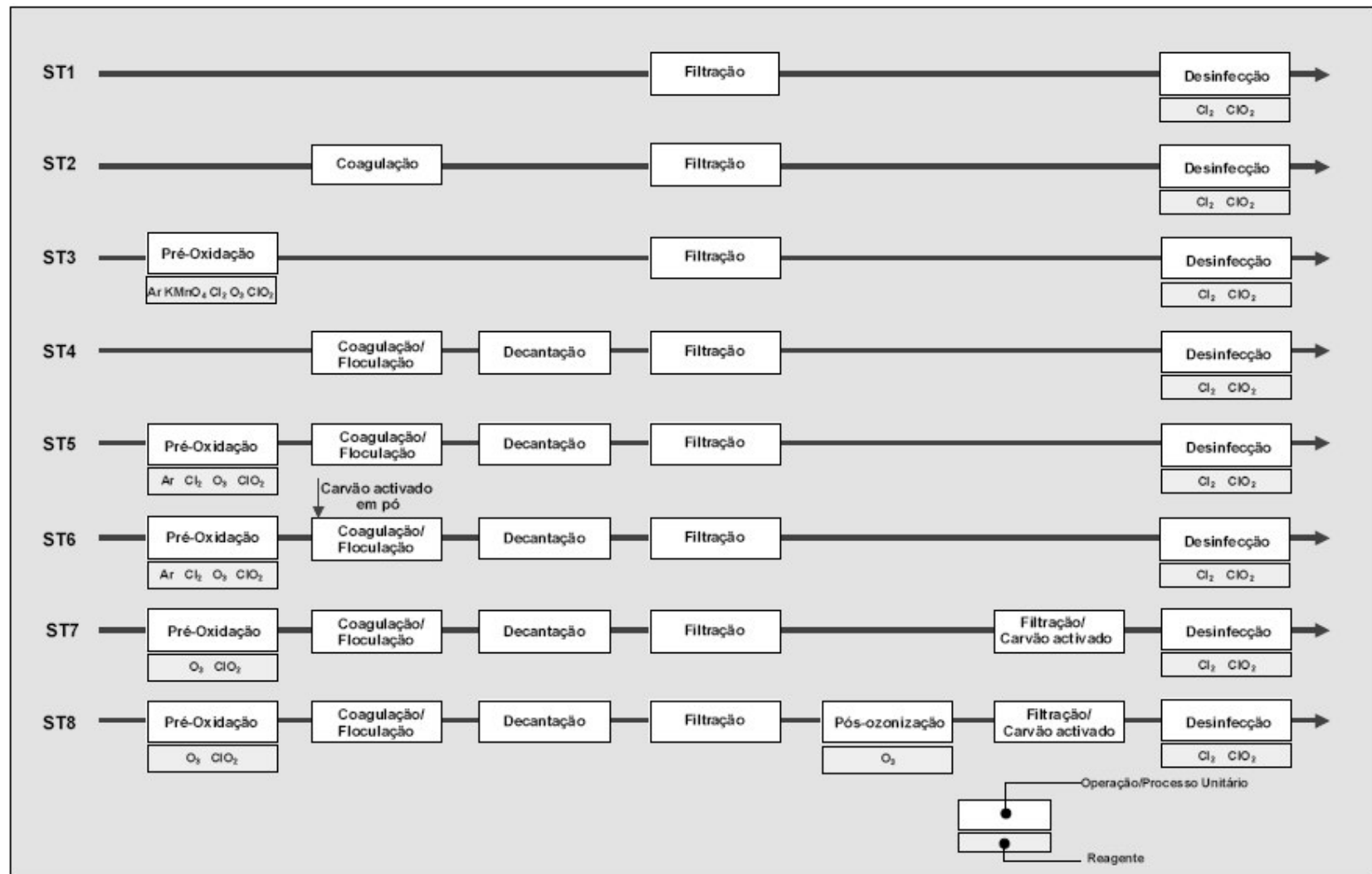


Figura 7.1 Sistemas convencionais de tratamento de água para abastecimento público (Almeida, 2005)

Seguidamente, seleccionaram-se os parâmetros que poderiam ser problemáticos ao desempenho da estação, e que foram identificados no ponto 6.3.3, como sejam os responsáveis pelo estado de eutrofização e que interferem no desempenho do conjunto de operações e processos associados às ETAs. Desta forma os parâmetros seleccionados foram:

- relativos a substâncias indesejáveis: azoto amoniacal, azoto Kjeldahl, carência bioquímica de oxigénio (CBO_5), carência química de oxigénio (CQO), fósforo, nitrato, oxidabilidade, sólidos suspensos totais (SST) e carbono orgânico total (COT);
- fitoplanctónicos: clorofila-*a*.

Importa mencionar que nesta mesma análise o parâmetro clorofila-*a*, embora não seja um parâmetro que se encontre legislado para produção de água para consumo humano, foi-lhe admitido como valores limite os fixados para o estado trófico oligotrófico, mesotrófico e eutrófico, tendo-se admitido que estes estados tróficos correspondem aos VMA para as classes de água A1, A2 e A3, respectivamente. (CCDR-A, 2004; DGA 2000).

De referir também que os parâmetros CBO_5 e CQO não se encontram legislados para água de consumo humano, assumindo-se desta maneira os VMR de 1 e 2 $\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$ respectivamente para cada parâmetro (Almeida, 2005).

Assim, por análise da Figura 7.1 identificou-se o sistema instalado na ETA de S. Domingos como sendo um sistema do tipo ST6 e para a obtenção da qualidade da água após tratamento, por inexistência de dados de qualidade da água tratada e eficiências de remoções nos órgãos e processos no caso em estudo, estabeleceram-se percentagens de remoção teóricas (Almeida, 2005), para intervalos de aplicação pré estabelecidos (Tabela 1, Anexo IV). As percentagens de remoção escolhidas estão apresentadas na Tabela 7.1 e basearam-se nos valores máximos de remoção.

Foi então, possível avaliar a qualidade da água tratada e a sua conformidade de acordo com a legislação em vigor (Decreto – Lei n.º 236/98; Decreto-Lei n.º 243/2001 e Decreto-Lei n.º 306/2007) (ver Anexo IV – Tabelas A.2. a A.11). Na Tabela 7.2 são apresentados os valores máximos e mínimos correspondentes a cada ano hidrológico estudado e a sua conformidade de acordo com os decretos lei referidos.

Tabela 7.2 Percentagem de remoção de cada parâmetro, por intervalo de aplicação

PARÂMETROS	INTERVALO DE APLICAÇÃO	PERCENTAGEM DE REMOÇÃO (%)
Azoto amoniacal, mg.L ⁻¹ NH ₄	[0;0,5[0
Azoto Kjeldahl, mg.L ⁻¹ N	[0;1[50
CBO ₅ , mg.L ⁻¹ O ₂	[0;3[60
CQO, mg.L ⁻¹ O ₂	[0;15[60
Fósforo, µg.L ⁻¹ P ₂ O ₅	[500;10000[95
Nitratos, mg.L ⁻¹ NO ₃	[0;50[0
Oxidabilidade, mg.L ⁻¹	[0;10[90
SST, mg.L ⁻¹	[0;300[100
COT, mg.L ⁻¹ C	[0;5[70
Clorofila-a, µg.L ⁻¹	[0;10[65 (*)

(*) – não existem valores fixados para VMA. Impôs-se o valor limite para o estado eutrófico, pressupondo-se uma redução de 65%.

Assim, através da análise da Tabela 7.2, que evidencia a verificação da conformidade legal da água para consumo humano, constata-se que os parâmetros que excedem os limites legais são os parâmetros relacionados com a matéria orgânica (CBO e CQO) e os parâmetros relacionados com a eutrofização das massas de água: azoto (mais o azoto Kjeldahl do que o azoto amoniacal), COT e clorofila-a.

É de salientar que no caso do CBO₅ e do CQO, mesmo nos valores mínimos de cada ano hidrológico estudado, são excedidos os limites legais.

Verifica-se então que o sistema instalado na ETA de São Domingos não tem capacidade de tratamento, de modo a garantir uma qualidade de água aceitável, face à deterioração da água na origem.

Face ao exposto, e utilizando os mesmos pressupostos, verificou-se qual mais apropriado para tratar eficientemente a água aduzida à estação de S. Domingos e produzir uma água de qualidade e conforme com a legislação. Com base na Tabela A20 do Anexo IV, procedeu-se à selecção dos sistemas de tratamento que têm capacidade de remoção dos parâmetros em análise (Tabela 7.3).

Constata-se deste modo, através da análise da Tabela 7.3, que face à qualidade da água bruta da albufeira de S. Domingos e à luz das percentagens teóricas e intervalos de aplicação previstos por Almeida, 2005, nenhum dos sistemas de tratamento convencionais,

permite atingir os valores conformes para todos os parâmetros previstos por lei, para água de consumo humano. Mais uma vez é comprovado que os parâmetros responsáveis pela excedência dos valores limite, são os relativos à eutrofização e carga orgânica, nomeadamente, CBO₅, CQO, clorofila-*a*, azoto de kjeldahl e azoto amoniacal. E que, como foi dito ao longo deste estudo, estão directamente relacionados com a presença de algas e de cianobactérias.

Desta forma, no ponto a seguir será avaliada a possibilidade de reabilitar o sistema de tratamento instalado na ETA, de modo a que esta consiga remover com sucesso os parâmetros que excedem os limites legais, para água tratada, e as Cianobacterias e Cianotoxinas. Irá ser feito um estudo de optimização do sistema já incorporado, como também das várias hipóteses de tratamento que poderão ser incorporadas.

Tabela 7.3 Avaliação da qualidade da água tratada e sua conformidade legal.

Parâmetros	2000/2001				2001/2002				2002/2003				2003/2004				2004/2005			
	Mín.		Máx.		Mín.		Máx.		Mín.		Máx.		Mín.		Máx.		Mín.		Máx.	
N amon. mg.L ⁻¹ NH ₄	0,05	Conforme	0,16	Conforme	0,05	Conforme	0,30	Conforme	0,03	Conforme	0,58	Não conforme	0,03	Conforme	0,17	Conforme	0,03	Conforme	2,00	Conforme
N-Kjeldahl mg.L ⁻¹ N	0,37	Conforme	1,07	Não conforme	0,37	Conforme	0,88	Conforme	0,50	Conforme	1,32	Não conforme	0,48	Conforme	1,39	Não conforme	0,45	Conforme	0,83	Conforme
CBO₅ mg.L ⁻¹ O ₂	0,92	Conforme	21,20	Não conforme	1,32	Não conforme	8,00	Não conforme	0,44	Conforme	2,80	Não conforme	0,44	Conforme	1,60	Não conforme	0,80	Conforme	8,0	Não conforme
CQO mg.L ⁻¹ O ₂	5,60	Não conforme	67,20	Não conforme	2,44	Não conforme	33,60	Não conforme	0,11	Conforme	20,80	Não conforme	3,20	Não conforme	19,92	Não conforme	3,20	Não conforme	100	Não conforme
Fosf. Total µg.L ⁻¹ P ₂ O ₅	1,00	Conforme	19,50	Conforme	1,50	Conforme	9,50	Conforme	2,00	Conforme	10,00	Conforme	1,05	Conforme	4,00	Conforme	2,00	Conforme	40,00	Conforme
Nitratos mg.L ⁻¹ NO ₃	2,00	Conforme	19,70	Conforme	2,00	Conforme	19,70	Conforme	0,80	Conforme	26,00	Conforme	1,20	Conforme	21,00	Conforme	3,40	Conforme	5,70	Conforme
Oxidabilidade mg.L ⁻¹	0,50	Conforme	0,72	Conforme	0,70	Conforme	0,42	Conforme	0,51	Conforme	0,74	Conforme	0,23	Conforme	0,94	Conforme	0,42	Conforme	1,20	Conforme
SST mg.L ⁻¹	0,00	Conforme	0,00	Conforme	0,00	Conforme	0,00	Conforme	0,00	Conforme	0,00	Conforme	0,00	Conforme	0,00	Conforme	0,00	Conforme	0,00	Conforme
COT mg.L ⁻¹ C	-		-		1,44	Não conforme	2,37	Não conforme	1,50	Não conforme	3,03	Não conforme	2,76	Não conforme	2,76	Não conforme	2,19	Não conforme	2,58	Não conforme
Clorofila-a µg.L ⁻¹	0,60	Conforme	5,04	Conforme	1,02	Conforme	11,31	Não conforme	0,46	Conforme	19,36	Não conforme	3,78	Conforme	48,37	Não conforme	2,80	Conforme	30,56	Não conforme

Tabela 7.4 Seleção de Sistemas de Tratamento em função da qualidade de água na origem.

Parâmetros	2000/2001				2001/2002				2002/2003				2003/2004				2004/2005			
	Min.		Máx.		Min.		Máx.		Min.		Máx.		Min.		Máx.		Min.		Máx.	
N amon. mg.L ⁻¹ NH ₄	0,05		0,16		0,05		0,3		0,03		0,58	Tratamento Não Convencional	0,03		0,17		0,03		2	Tratamento Não Convencional
N-Kjeldahl mg.L ⁻¹ N	0,73		2,13	Tratamento Não Convencional	0,73		1,76	Tratamento Não Convencional	0,99		2,63	Tratamento Não Convencional	0,95		2,77	Tratamento Não Convencional	0,89		1,66	Tratamento Não Convencional
CBO5 mg.L ⁻¹ O ₂	2,3	ST4	53	Tratamento Não Convencional	3,3	ST8	20	Tratamento Não Convencional	1,1	ST4	7	ST8	1,1	ST4	4	ST8	2	ST4	20	Tratamento Não Convencional
CQO mg.L ⁻¹ O ₂	14	ST6	168	Tratamento Não Convencional	6,1	ST6	84	Tratamento Não Convencional	0,28	ST1	52	Tratamento Não Convencional	8	ST6	49,8	Tratamento Não Convencional	8	ST6	250	Tratamento Não Convencional
Fosf. Total µg.L ⁻¹ P ₂ O ₅	20	ST1	390	ST1	30	ST1	190	ST1	40	ST1	200	ST1	21	ST1	80	ST1	40	ST1	200	ST1
Nitratos mg.L ⁻¹ NO ₃	2		19,7		2		19,7		0,8		26		1,2		21		3,4		5,7	
Oxidabilidade mg.L ⁻¹	5	ST4	7,2	ST4	4,2	ST1	7	ST4	5,1	ST4	7,4	ST4	2,3	ST1	9,4	ST4	4,2	ST1	12	ST8
SST mg.L ⁻¹	2	ST2	66	ST5	2	ST2	20	ST4	3	ST2	17	ST4	2	ST2	18	ST4	1	ST2	11	ST4
COT mg.L ⁻¹ C	-	-	-	-	4,8	ST4	7,9	ST8	5	ST8	10	ST8	9,2	ST8	9,2	ST8	7,3	ST8	8,6	ST8
Clorofila-a µg.L ⁻¹	1,7	ST5	14,4	ST8	2,9	ST5	32,3	ST8	1,3	ST5	55,3	ST8	10,8	ST8	138,2	Tratamento Não Convencional	8	ST8	87,3	ST8

8 DISCUSSÃO GERAL

8.1 POSSIBILIDADES DE REABILITAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO

Segundo Sousa, 1999, os tratamentos utilizados na maioria das ETA's são ineficazes na remoção de toxinas de cianobactérias e muitas vezes mesmo na remoção de algas. A simples passagem por decantadores seguidos por filtros pode remover as células, mas não remove ou elimina totalmente as toxinas já dissolvidas na água. Além disso, esta etapa do tratamento pode mesmo aumentar o nível de toxinas dissolvidas, uma vez que pode promover o rompimento das células com consequente libertação de toxinas. Esta autora refere ainda que a combinação da utilização de carvão activado em pó (CAP) e posterior filtração através de membranas tem vindo a revelar resultados muito positivos na remoção destas substâncias. O mesmo se passa com o processo integrado CAP/UF. Segundo Chorus & Bartram, 1999, os processos de separação por membranas, particularmente a MF e UF, são efectivos na remoção de cianobactérias e toxinas intra-celulares. Estudos realizados à escala laboratorial, com módulos planos de UF e MF demonstraram grande eficiência de remoção, superior a 98%. Nestas experiências as microcistinas encontradas no permeado foram significativamente menos do que as do tanque de alimentação, sugerindo-se que a membrana de UF utilizada teria propriedades de rejeição ou capacidade de adsorção das microcistinas. As melhores taxas de remoção de toxinas solúveis foram conseguidas com membranas com baixos *cut-off* moleculares como as de NF (Ribau Teixeira M. e Rosa M.J., 1998).

Segundo Campinas, Ribau Teixeira, Lucas e Rosa, 2002, existem três alternativas de tratamento numa ETA no que concerne à remoção de cianobactérias e cianotoxinas:

- i. Provocar a lise das células vivas de cianobactérias e assegurar a libertação das toxinas para o meio. Neste caso, têm que existir processos de tratamento que consigam assegurar a sua eficiente e consistente remoção. Ou seja, são necessários processos que removam compostos orgânicos solúveis, tais como ozono em dosagens elevadas, CAP em dosagens elevadas, nanofiltração (NF) ou osmose inversa (OI), biodegradação (por exemplo, em filtros de carvão activado granulado (CAG) com actividade biológica (BAC)), entre outros – métodos que, como foi dito anteriormente, ainda precisam de ser testados e optimizados;

- ii. Remover através de etapas de tratamento distintas as células com toxinas intracelulares, por um lado, e as toxinas extracelulares solúveis, por outro lado. Assim, tem que se assegurar a remoção de células de cianobactérias intactas, tornando-se esta uma prioridade de tratamento, uma vez que a maioria das toxinas encontra-se, como referido, no interior das células. São, portanto necessários, métodos de separação sólido-líquido, como coagulação/floculação/sedimentação (C/F/S), flotação, filtração em areia ou CAG, micro- e ultrafiltração (MF e UF). A remoção de toxinas solúveis, através de CAP, ozono, NF, OI, entre outros processos, surge também como uma preocupação incontestável, uma vez que, como referido, existe sempre uma proporção considerável de toxinas na água.
- iii. Utilizar processos combinados de remoção de cianobactérias e cianotoxinas extracelulares, tais como ozonoflotação, ozono/CAG ou BAC, CAP/UF ou NF. Trata-se, no entanto, de processos não convencionais que requerem ainda muita investigação e desenvolvimento.

Numa estratégia de prudência e dada a escassez de informação ainda existente, a alternativa que deve ser adoptada deve ser a segunda, ou seja, promover em primeira instância a remoção de cianobactérias e só posteriormente a remoção de cianotoxinas, numa etapa de tratamento onde, para além do risco de libertação de toxinas intracelulares estar minimizado, a água a tratar já tem menores concentrações de COT e consequentemente, menores interferências na eficiência de remoção das toxinas.

Assim, e neste sentido, será feito neste capítulo uma previsão das várias possibilidades de reabilitação da ETA de São Domingos com vista a sistematizar procedimentos de optimização das condições de operação e propor esquemas de tratamento alternativo, contemplando novas tecnologias.

8.1.1 OPTIMIZAÇÃO DO SISTEMA INSTALADO

8.1.1.1 PRÉ - OXIDAÇÃO COM OZONO

8.1.1.1.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Durante os *blooms*, os teores em carbono orgânico total (COT) e carbono orgânico dissolvido (COD) da água a tratar vão variar significativamente, pelo que o consumo de oxidante também vai variar, o que obriga a um controlo contínuo da etapa da ozonização. Para além disso, podem ser necessárias doses muito elevadas de ozono para assegurar a completa oxidação das cianotoxinas extracelulares, o que, na prática, é bastante complicado e envolve o risco de libertação de toxinas intracelulares. Assim, é mais seguro efectuar a remoção de cianobactérias antes da oxidação, ou então utilizar dosagens baixas de oxidante para potenciar a remoção de cianobactérias por C/F/S, como é referido por Himberg *et al.*, 1989, Mouchet e Bonnélye, 1998, Rositano *et al.*, 1998, Hrudey *et al.*, 1999 *in Netto et al*, 2003 e Rositano *et al.*, 2001.

De uma forma geral, o ozono é aceite como sendo eficiente na destruição de algumas classes de toxinas em condições específicas, apesar da maioria dos autores concordarem que a dose e o tempo de contacto necessários dependem da qualidade da água. De qualquer forma, a pré-oxidação deve ser vista essencialmente como uma etapa para potenciar a remoção de células de cianobactérias e não como uma etapa para degradar cianotoxinas (Hrudey *et al.*, 1999 *in Netto et al*, 2003). Deve ainda ser referido que a oxidação de toxinas, tal como acontece com a restante matéria orgânica natural, ocorre normalmente de uma forma incompleta, pelo que provavelmente irão ser formados subprodutos que terão de ser investigados, uma vez que se desconhece a sua toxicidade (Campinas M. *et al*, 2002).

8.1.1.1.2 MONITORIZAÇÃO, CONTROLO E OPTIMIZAÇÃO DO PROCESSO

A operação do ozonizador é normalmente baseada na concentração de residual de ozono na água à saída da câmara de ozonização. A medição manual do residual é possível recorrendo a um teste semelhante ao do residual de cloro no entanto a monitorização e controlo automático é mais comum, excepto para certas aplicações de pré-ozonização onde a dose aplicada é menos crítica ou varia pouco (Rositano, 1998).

Existem dois sub-produtos inerentes à ozonização que merecem reflexão: bromato e carbono orgânico biodegradável. Na água o ozono oxida brometo em ácido hipobromoso (ou ião hipobromito, dependendo do pH) e bromato, sendo que este último pode reagir com compostos orgânicos para produzir THMs bromados. O ozono pode reagir com o ião hipobromito mas não com o ácido hipobromado, para produzir bromato. À medida que o pH diminui, o rácio de ácido hipobromado para ião hipobromito aumenta. Por exemplo, a pH abaixo de 7, menos de 2% do ácido hipobromado está presente como ião hipobromito, assim a produção de bromato pode ser minimizada pela ozonização a pHs mais baixos (Bruchet, 1998 *in* Netto *et al*, 2003).

Como foi dito anteriormente, a pré-ozonização é eficiente na promoção da remoção de células algais durante a etapa de C/F/S, sendo um tempo de contacto curto de 2 a 4 minutos normalmente suficiente. A dose necessária não necessita ser suficiente para promover um residual na saída da câmara de ozonização. Para a maior parte das águas superficiais não seria económico realizar a remoção das toxinas extra-celulares nesta etapa devido às concentrações elevadas de matéria orgânica que exigem uma dose significativa de ozono (Rositano, 1998).

8.1.1.2 CARVÃO ACTIVADO EM PÓ

8.1.1.2.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Como foi evidenciado no ponto 6.3.5.2. a adsorção em carvão activado é considerada como eficiente, na bibliografia da especialidade, na remoção de cianotoxinas.

O carvão activado em pó (CAP) é doseado na etapa de mistura rápida sendo subsequentemente removido no estágio de clarificação e filtração. O seu uso é deste modo restringido a estações de tratamento que possuem uma etapa de coagulação e de filtração rápida, sendo que também seja possível aplicá-lo antes de um processo de membranas, onde o CAP utilizado é encaminhado para as águas de processo ou as lamas (Best Practice Guidance for Management of Cyanotoxins in Water Supplies, 2005).

Um benefício adicional recorrente ao uso de CAP é que pode melhorar a “performance” da sedimentação a seguir à coagulação.

8.1.1.2.2 MONITORIZAÇÃO, CONTROLO E OPTIMIZAÇÃO DO PROCESSO

A dose requerida necessita de ser determinada através da experiência em prévias operações ou através de testes laboratoriais. O controlo da dose, é a partir daí, baseada na concentração da suspensão de CAP e na concentração deste com a água. Amostras ocasionais da água doseada e da água tratada devem ser tiradas de modo a verificar se a dose requerida está a ser aplicada, bem como para apurar a sua eficiência (Falconer *et al.*, 1989; Donati *et al.*, 1994; Mohamed *et al.*, 1999 in Drikas *et al.*, 2001).

A eficiência do CAP na remoção de cianotoxinas depende do tipo de CAP utilizado, do tempo de contacto, da natureza da água a ser tratada, o tipo de cianotoxinas presentes e na concentração dessas mesmas toxinas. A dose requerida de CAP pode variar entre 10 mg/L e 40 mg/L, e pode ser limitada pela existência de processos, mais a frente na linha de tratamento, que consigam o remover (Donati *et al.*, 1993 in Hrudey *et al.*, 1999).

A melhor performance seria alcançada doseando o CAP na água já tratada ou parcialmente tratada, de modo a evitar a competição com os compostos orgânicos naturais que podem reduzir a capacidade de adsorção para as cianotoxinas. No entanto, isto não poderia ser possível em condições normais de operação devido à necessidade de remover o CAP e providenciar um tempo de contacto adequado. O doseamento de CAP imediatamente antes da coagulação pode reduzir a sua eficiência devido à competição dos compostos orgânicos com as cianotoxinas. Assim, o compromisso mais lógico e eficiente será o doseamento do CAP imediatamente a seguir à coagulação, de modo a evitar a competição com os compostos orgânicos, e assegurar que o CAP seja incorporado no floco (Falconer *et al.*, 1989; Himberg *et al.*, 1989; Lambert *et al.* 1996; Donati *et al.*, 1994; Hrudey *et al.*, 1999).

De referir que devem ser sempre realizados testes laboratoriais, de modo a avaliar a localização mais apropriada para o doseamento de CAP, simulando a linha de tratamento e identificando o tipo de CAP e dose mais apropriada (Campinas M. *et al*, 2002).

8.1.1.3 COAGULAÇÃO

8.1.1.3.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

É necessária uma coagulação/floculação química eficiente para maximizar a remoção de células algais, com todo o tipo de cianotoxinas a elas associadas, através de uma clarificação e filtração subsequentes. Estes processos, bem como a coagulação química, necessitam ser otimizados de modo a atingir a remoção máxima de algas e outras partículas, e minimizar o transporte de coagulante para a água tratada ou subsequentes processos. Não existem evidências que comprovem que a coagulação química pode beneficiar a remoção de toxinas extra-celulares, ou que as condições químicas aplicadas durante a coagulação ou floculação possam causar a lise das células de algas libertando toxinas intra-celulares (Mouchet e Bonnélye, 1998 *in* Netto *et al*, 2003).

Segundo o projecto Best Practice Guidance for Management of Cyanotoxins in Water Supplies, 2005, suportado pela Comissão Europeia, uma coagulação e floculação química eficiente depende:

- da selecção do coagulante mais apropriado e as condições de pH mais ajustadas.
- do controlo da dose de coagulante e das condições de pH de modo a manter as condições óptimas, particularmente durante a fase inicial de mistura. A subdosagem de coagulante ou o controlo inadequado do pH produz flocos fracos, enquanto que a sobredosagem aumenta a quantidade de sólidos para remoção e pode, em determinadas circunstâncias, produzir flocos grandes e fracos que podem dificultar a sua remoção eficiente;
- de uma boa mistura no ponto da dosagem dos reagentes, de modo a assegurar um contacto rápido e eficiente entre a água e o coagulante;
- da optimização da floculação: quando a floculação mecânica é usada é necessário verificar a velocidade óptima das pás, baseada na performance dos processos de tratamento subsequentes;
- de evitar o cisalhamento excessivo do floco a seguir à floculação, que pode resultar da turbulência no próprio reservatório, das curvas e estrangulamentos nas tubagens e de elevadas velocidades do caudal (acima de 0,3 m/s);

- de ensaios de “jar test” a realizar em laboratório que permitem seleccionar a melhor combinação de coagulantes e pH, que deve ser verificada cuidadosamente através de testes na própria estação.

Uma consideração adicional no tratamento de águas com presença de cianobacterias é o risco de lise celular, que se deve aos requisitos de turbulência exigidos para atingir as condições óptimas de dosagem do coagulante durante a fase de mistura rápida. (Mouchet e Bonnélye, 1998 *in* Netto *et al*, 2003). Assim, será necessário alcançar um compromisso entre os requisitos para uma coagulação eficiente sem que ocorra a lise celular e consequente libertação de toxinas.

Os polielectrolitos são vulgarmente utilizados em conjugação com os iões metálicos coagulantes, essencialmente como adjuvantes para produzir um floco mais fácil de ser removido na subsequente clarificação ou filtração. Estes são normalmente adicionados logo a seguir à adição do coagulante, de modo a promover um atraso para a formação dos flocos primários. Este retardamento pode ser crítico para uma boa performance, particularmente sob condições de água a temperaturas baixas, e deve ser estabelecido idealmente numa base caso a caso.

8.1.1.3.2 MONITORIZAÇÃO, CONTROLO E OPTIMIZAÇÃO DO PROCESSO

De acordo com o projecto Best Practice Guidance for Management of Cyanotoxins in Water Supplies, 2005 suportado pela Comissão Europeia:

- devem ser feitos, a intervalos adequados, ensaios “Jar test”, inicialmente para identificar relações entre as condições de coagulação (dose e pH) e a qualidade da água bruta, e subsequentemente para verificar se esta relação não muda com o tempo. A frequência exigida está dependente das especificidades do local, dependendo da variabilidade da qualidade da água. Também é útil utilizar “jar test” para comparar coagulantes alternativos de modo a identificar o coagulante mais apropriado para uma água com características específicas e sob determinadas condições. De referir que os “Jar test”s devem ser feitos a amostras recentes e á mesma temperatura da água bruta.

- para maximizar a remoção de algas, os “Jar test”s devem ser levados a cabo em águas com uma concentração elevada de algas sendo necessária uma contagem de células apropriada. No entanto, isto nem sempre será possível, e a optimização para a remoção da cor ou absorção em UV a 254 nm (UV₂₅₄) em amostras filtradas pode dar uma boa aproximação para os requisitos de uma remoção eficiente de algas. Mas é necessário confirmar os resultados em situações onde existe uma grande concentração de algas;
- outros parâmetros importantes no “Jar test” são a concentração total do ião metálico do coagulante e a turvação na água sedimentada, e a concentração solúvel do ião metálico na amostra de água filtrada. A concentração do ião metálico do coagulante é um indicador da sedimentabilidade do floco e a concentração solúvel do ião metálico um indicador de que as condições químicas são as mais apropriadas;
- se as amostras filtradas dos “jar test” aparentam demonstrar uma melhor performance para a remoção da cor e UV₂₅₄ do que as da estação de tratamento nas mesmas condições de coagulação, é necessário investigar as doses iniciais de químicos utilizados e as condições de mistura na estação, visto que estas podem estar a providenciar dispersões inadequadas para alcançar uma boa coagulação química.
- de um modo semelhante, se as amostras resultantes da sedimentação da água floculada da estação (ou água coagulada, se não estiverem disponíveis as amostras resultantes da floculação), têm uma turvação ou uma concentração do ião metálico do coagulante, marcadamente superior á das amostras dos “Jar test”s, então, poderá ser indicativo de que as condições de coagulação e floculação da estação não estão a produzir um floco de qualidade, ou seja, coeso e de fácil decantação. Deve-se assim estudar e analisar as condições de mistura da estação, ou a potencialidade do polielectrolito fomentar a sedimentação.

8.1.1.4 CLARIFICAÇÃO DE MANTO DE LAMAS

8.1.1.4.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

O processo de clarificação envolve a sedimentação ou a flotação da água floculada. O objectivo da clarificação consiste em reduzir a passagem de sólidos para a subsequente filtração, maximizando deste modo, os tempos de filtração e minimizando o risco de ruptura das partículas, incluindo as algas. Isto é alcançado actuando directamente na operação do processo de clarificação de modo a impedir o arrastamento dos sólidos, que depende da qualidade da água clarificada. A eficiência da clarificação depende assim de uma boa coagulação química, e é influenciada pela carga hidráulica e a carga de sólidos. De referir que uma ineficiente purga de lamas nos clarificadores pode também causar a deterioração da água clarificada devido ao arrastamento dos sólidos (Kawamura, 1991 *in Netto et al.*, 2003).

Assim, processos de clarificação operados eficientemente podem maximizar a remoção das células de algas e das toxinas a elas associadas, mas não existem evidências de quaisquer benefícios na remoção de toxinas extracelulares. As actividades biológicas que ocorrem nas lamas dos clarificadores podem eventualmente resultar na lise celular das algas libertando as suas toxinas. Uma purga eficaz revela-se deste modo de extrema importância na minimização do risco de libertação de cianotoxinas (Mouchet e Bonnélye, 1998 *in Netto et al.*, 2003).

Na clarificação, geralmente, seria de se esperar remoções de pelo menos 70% do floco coagulado, providenciando deste modo, remoções semelhantes nas células de algas, desde que estas estejam eficazmente incorporadas no floco, que é resultado de uma boa coagulação. De referir que existem alguns géneros de algas que contêm vacuolos de gás (ex. *Microcystis*) que podem ser removidos de uma forma mais eficaz por flotação do que por sedimentação (Hrudey *et al.*, 1999 *in Netto et al.*, 2003).

8.1.1.4.2 MONITORIZAÇÃO, CONTROLO E OPTIMIZAÇÃO DO PROCESSO

Apesar de ser essencial um bom controlo da coagulação química, os clarificadores de manto de lamas conseguem suportar períodos de doseamento de coagulante que não correspondem à dose óptima, devido aos elevados tempos de retenção hidráulica inerentes ao processo. Assim, estes elevados tempos de retenção permitem um bom retro controlo

uma vez que esse período de atraso possibilita o ajustamento da dose de coagulante de modo a haver um efeito na qualidade da água de produto (WHO, 1993).

A remoção periódica das lamas de decantadores de manto de lamas pode ser controlada pela altura do manto através de sistemas de detectores ópticos suspensos no tanque. Outros sistemas de controlo semelhantes baseiam-se na concentração de sólidos do manto, e são particularmente utilizados em sistemas que possuem recirculação (Mouchet e Bonnélye, 1998 *in* Netto *et al*, 2003).

No que diz respeito à performance e optimização do processo em relação à remoção de algas, de acordo com o projecto Best Practice Guidance for Management of Cyanotoxins in Water Supplies, 2005, suportado pela Comissão Europeia:

- é necessário assegurar que as condições adequadas de coagulação são mantidas não só para manter uma boa incorporação das partículas no floco, mas também para produzir um floco que é facilmente separado em processos de clarificação. A medição da turvação e da concentração do ião metálico do coagulante no sobrenadante através de “jar test”s pode ser utilizada para comparar a performance relativa de diferentes condições de coagulação em termos da denunciabilidade do floco;
- a performance na remoção de sólidos em clarificadores individuais deve ser monitorizada através da turvação e concentração do ião metálico do coagulante. Enquanto que é necessário estabelecer valores alvo conforme a qualidade da água do local, valores de turvação superiores a 2 NTU, alumínio insolúvel acima de 0,5 mg.l⁻¹ ou ferro acima de 1 mg.l⁻¹, indicam usualmente uma necessidade para melhorar a separação sólido-líquido, que pode ser atingida por uma rectificação das condições de coagulação, e talvez através do recurso ao poli electrólito. No entanto, se através de “jar test”s se comprova que o floco é de qualidade o problema pode ser consequência das condições hidráulicas e de mistura da estação.
- para verificar se as condições hidráulicas e de mistura da estação não são as apropriadas, devem-se tirar directamente da estação, amostras da água após coagulação, e executar testes de decantabilidade e flotação com essas amostras. Estes testes devem incluir períodos de floculação para a água coagulada. Se a qualidade da água (turvação ou concentração total do ião metálico do coagulante) destes testes é melhor do que a da água clarificada da estação, então é necessário

analisar as condições de floculação e de separação sólido-líquido, investigando o seguinte:

- performance da floculação;
 - cargas hidráulicas e o escoamento no clarificador e entre unidades;
- avaliar se existe algum escoamento irregular dentro da unidade.
 - colher amostras do manto de lamas, se possível, e verificar a concentração do volume sedimentado após 30 minutos, que deve ser na ordem dos 15 – 20% do volume original. A profundidade do manto também deve ser monitorizada rotineiramente de modo a evitar qualquer tipo de possibilidade de um transbordo para as células da água clarificada. Pode ser que seja necessário aumentar a frequência da purga de lamas de modo a reduzir variações na profundidade do manto;
 - após o arranque, é importante evitar mudanças repentinas na taxa de escoamento;
 - quaisquer tentativas de melhoria da performance do clarificador devem ser acompanhadas por uma monitorização apropriada dos filtros, de modo a identificar o seu efeito na qualidade da água filtrada.

8.1.1.5 FILTRAÇÃO RÁPIDA

8.1.1.5.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Geralmente, a finalidade da filtração consiste em operar os filtros à taxa mais alta possível garantindo sempre uma qualidade da água filtrada aceitável durante o máximo tempo possível entre lavagens. No entanto, para a remoção de algas é necessário ter em consideração a acumulação de células de algas nos filtros, com o consequente risco de lise celular e da libertação de toxinas para a água filtrada. Este risco é consideravelmente mais elevado em águas com temperaturas mais altas (Mouchet e Bonnelye, 1998 *in Netto et al*, 2003).

Os principais critérios a ter em conta no desempenho da filtração são a qualidade do filtrado, o tempo de filtração e a perda de carga. Os factores operacionais que influenciam esse desempenho são:

- controlo de pH e dose de coagulante: a dose de coagulante e pH tem de ser otimizada para assegurar o bom funcionamento da etapa de filtração. Dosear menos do que o óptimo previsto de coagulante, reduz a “filterabilidade” do floco e deste modo reduz o tempo de filtração, apesar da carga de sólidos ser menor. Dosear mais do que o óptimo previsto de coagulante, aumenta a carga de sólidos nos filtros o que também provoca uma diminuição do tempo de filtração.
- taxa de filtração, variação das taxas de escoamento e arranques:
 - as taxas de filtração (caudal volumétrico efectivo por unidade de área da camada filtrante) incluem-se tipicamente num intervalo de $4\text{m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ a $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ no que diz respeito a filtrações do tipo convencional. O efeito do aumento da taxa de filtração consiste em diminuir o tempo de filtração. Taxas de filtração superiores são possíveis se meios filtrantes mais grosseiros forem usados. Para compensar uma filtração menos eficaz devido ao uso de meios filtrantes mais grosseiros, são utilizadas camadas de filtração mais altas; a altura da camada filtrante tem geralmente uma profundidade entre 800 a 1200 vezes o diâmetro da partícula. O uso de polielectrolito como adjuvante de floculação pode também ser benéfico em situações em que se está a utilizar meios filtrantes mais grosseiros;
 - o desempenho dos filtros é sensível a mudanças nas taxas de filtração, sendo também extremamente importante que ocorra uma distribuição precisa do caudal, entre cada filtro e nos próprios meios filtrantes de cada unidade de filtração. Mudanças bruscas nas taxas de escoamento podem provocar o arrastamento de partículas (e deste modo de algas) para a água filtrada. Os filtros podem ser menos eficientes na remoção de sólidos, com uma maior turvação e contagem de partículas na água filtrada, durante um curto espaço de tempo após o seu arranque. Assim um arranque lento, com um aumento gradual da taxa de filtração na primeira hora de funcionamento, é benéfico para minimizar estes efeitos. Um atraso do arranque (minutos) após a lavagem dos filtros pode também ser benéfico na redução da ocorrência destes picos de turvação e contagem de partículas.
- lavagem em contra corrente: a lavagem dos filtros com fluxo ascendente deve providenciar um mínimo de expansão do meio filtrante de 10 a 20% de modo a garantir a fluidificação e uma adequada limpeza do meio. A taxa de lavagem óptima é função do tamanho dos grãos constituintes do meio filtrante e da qualidade e temperatura da água (Tabela 8.1). São necessárias taxas mais altas a temperaturas mais elevadas devido à menor viscosidade da água. Filtros de dupla camada ou tripla camada exigem uma

maior expansão do leito do que os de uma camada de modo a manter uma boa estratificação do leito.

Tabela 8.1 Taxas de escoamento de lavagem aproximadas de modo a atingir 10 a 20% de expansão do leito

MEIO FILTRANTE	DENSIDADE (g/ml)	DIMENSÃO DAS PARTÍCULAS:	TAXA DE LAVAGEM ASCENDENTE (m/h) a:	
		mm	15°C	5°C
Areia Siliciosa	2,6	0,4 – 0,7	12	9
		0,5 – 1,0	22	16
		0,8 – 1,4	32	24
		1,2 – 2,0	60	45
Antracite	1,4 – 1,7	1,2 – 1,4	9	7
		1,4 – 1,7	15	11
		1,7 – 2,0	20	15
		2,4 – 2,8	35	26

No arranque do processo de lavagem com fluxo ascendente são necessárias taxas de lavagem mais elevadas para compensar a resistência inicial do leito filtrante. Para evitar que isto aconteça, é usualmente injectado ar antes da lavagem, de modo a criar vias através do meio filtrante, para uma distribuição uniforme da água de lavagem. As taxas de injeção de ar estão normalmente compreendidas entre 20 e 40 m/h. Nos casos em que é injectado ar antes da lavagem, é aceitável uma expansão mais pequena do leito filtrante. A duração do processo de injeção de ar e de água de lavagem varia, mas normalmente não dura menos do que 5 minutos para a injeção de ar e 10 minutos para a lavagem com água. É extremamente importante atingir uma distribuição uniforme da água de lavagem na área total do filtro.

Alguns filtros de dupla camada podem ser lavados com ar e água, mas nunca em simultâneo, sendo que a taxa de cada um dos processos é cerca de metade do que seria se fossem utilizados individualmente. O uso simultâneo de ar e de água provoca uma lavagem muito agressiva, mas tem um efeito particularmente destrutivo na camada filtrante e no material de suporte, não devendo ser utilizado em filtros que não estão modificados de uma forma apropriada, ou seja, cujas condutas de drenagem, soleira dos filtros e descarregadores de água de lavagem não estão correctamente adaptados aos esforços exigidos. A lavagem com fluxo ascendente final, sem injeção de ar, deve ser deste modo utilizada a uma taxa suficientemente alta de modo a assegurar a re-formação de leitos de dupla ou multi-camada.

Assim, a eficiência da lavagem influencia a performance do filtro em termos dos posteriores tempos de filtração e qualidade do filtrado, particularmente durante o período de arranque.

8.1.1.5.2 MONITORIZAÇÃO, CONTROLO E OPTIMIZAÇÃO DO PROCESSO

Uma filtração eficiente deve promover um grau extremamente elevado de remoção de células algais da água (>99%), e é alcançado através:

- manutenção de uma taxa de filtração adequada;
- monitorização da qualidade da água filtrada e da perda de carga;
- arranque da lavagem na altura apropriada, e fornecimento de condições adequadas para essa mesma lavagem;
- manutenção de condições satisfatórias no que diz respeito ao doseamento de químicos;
- prevenção ou minimização de piques de caudal.

É crítico que se mantenha uma distribuição uniforme entre as diferentes unidades de filtração. A instalação de dispositivos de medição de fluxo em cada filtro pode ser extremamente cara, mas estão disponíveis no mercado, métodos temporários, para verificar a distribuição do escoamento.

A lavagem é iniciada ou através do tempo de operação, valores de turvação no filtrado ou pela perda de carga. Assim, são necessários dispositivos de monitorização em cada filtro.

No que diz respeito ao desempenho e optimização para o controlo de cianotoxinas, de acordo com o projecto Best Practice Guidance for Management of Cyanotoxins in Water Supplies, 2005 suportado pela Comissão Europeia, as práticas operacionais que podem minimizar o risco de arrastamento para a água filtrada estão descritas abaixo. Algumas destas práticas podem ser apenas implementadas em alturas em que existe um maior risco de cianotoxinas, no entanto boas práticas de operação podem ser melhor demonstradas através de um uso rotineiro e contínuo.

Práticas operacionais propostas:

- o risco do arrastamento de partículas para a água filtrada é maior durante a fase inicial a seguir ao arranque do filtro, devido a uma maior turvação e contagem de partículas que ocorrem no filtro, deste modo é imprescindível dar uma especial atenção a esta fase de modo a diminuir este risco de arrastamento;
- verificar os valores de turvação nas várias unidades de filtração de modo a identificar possíveis falhas de desempenho. Medir a distribuição de caudal nos diferentes filtros para verificar se esta pode ser a causa para as falhas de desempenho;
- verificar se os regimes de lavagem estão apropriados aos tipos de filtros, tendo em conta as taxas de escoamento e se a injeção de ar está a atingir uma boa dispersão. Medir as taxas de lavagem e as taxas de escoamento de ar. De uma forma rotineira, verificar a qualidade da água de lavagem que sai dos filtros durante a lavagem e a perda de carga no arranque de um novo ciclo de filtração;
- monitorizar a profundidade do leito de filtração para verificar a perda de leito a longo prazo. O extravasamento de água do filtro durante a injeção de ar deve ser evitada, uma vez que pode provocar a perda de meio filtrante. É interessante retirar amostras do núcleo do meio filtrante visto que podem dar indicações úteis sobre a qualidade do meio filtrante e da sua granulometria;
- a lavagem de cada filtro deve ser escalonada durante o máximo de tempo possível de modo a balançar os efeitos provocados pelo arranque de um novo ciclo de filtração e a mudança das taxas de filtração nas unidades restantes;
- devem ser estabelecidas medidas de modo a minimizar o impacto provocado pelo arranque dos filtros. Opções possíveis são:
 - implementação de arranques lento;
 - atraso (minutos) do arranque após lavagem;
 - paragens lentas;
 - melhoramento das condições de lavagem.
- a optimização das condições de arranque lento, deve ser feita de acordo com a contagem de partículas em vez da medição da turvação. Uma vez optimizada, o desempenho pode ser monitorizado utilizando a turvação como indicador;

- mudanças repentinas nas taxas de filtração devem ser minimizadas ao máximo. É sugerida, pela bibliografia da especialidade, uma taxa de 5% por minuto;
- a causa mais comum para as mudanças nas taxas de filtração, é aquela que ocorre nos filtros que permanecem em funcionamento quando uma outra unidade de filtração entra em processo de lavagem. Uma paragem lenta nos filtros que estão a chegar ao fim do seu ciclo de filtração, pode minimizar este impacto;
- nas alturas em que ocorrem *blooms* de cianobacterias, a actividade biológica nos filtros pode provocar a sua lise celular, o que implica uma libertação de cianotoxinas. Nestas situações, a lavagem dos filtros deve ser feita mais regularmente de modo a remover biomassa algal acumulada, minimizando deste modo o risco de lise celular. É possível identificar a perda de carga máxima aceitável, e utiliza-la como o alvo para iniciar a lavagem, em vez de basear a frequência de lavagem no tempo ou turvação.

8.1.1.6 DESINFECÇÃO COM CLORO

8.1.1.6.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

O desempenho de oxidantes como o cloro, é geralmente função da sua concentração e tempo de contacto, sendo referido como o valor Ct definido como o produto da concentração (mg/l) com o tempo (minutos) (White G.C., 1992).

Devem ser providenciadas boas condições de mistura no ponto de doseamento e um tempo de contacto adequado que permita que as reacções necessárias ocorram. Na desinfecção, o tempo de contacto é normalmente providenciado nos primeiros estágios do sistema de distribuição ou no tanque de cloragem (Lambert *et al.*, 1996)

8.1.1.6.2 MONITORIZAÇÃO, CONTROLO E OPTIMIZAÇÃO DO PROCESSO

O controlo da dose óptima é estabelecido através da concentração de cloro residual que é medido após o tempo de contacto necessário para ocorrer a desinfecção. A medição do residual pode ser realizada manualmente, no entanto o controlo automático é mais comum.

A desvantagem do uso de doses muito elevadas de cloro, especialmente quando utilizado como oxidante, prende-se no facto de que o cloro pode reagir com a matéria orgânica

(incluindo a cor) presente na água, produzindo trihalometanos (THM) ou compostos halogenados, que são substâncias potencialmente cancerígenas e deste modo inerentes a um controlo. A concentração de compostos de THM produzidos na cloragem, são função do tempo de contacto, do pH, da temperatura, da dose de cloro e da concentração e natureza da matéria orgânica oxidável (precursores de THM) na água (Rook, 1977; Babcock e Singer, 1979). Algas que produzem polissacarídeos (ex. *Microcystis*) podem aumentar significativamente o carbono orgânico dissolvido e a concentração de precursores de THM. De acordo com o projecto Best Practice Guidance for Management of Cyanotoxins in Water Supplies, 2005, suportado pela Comissão Europeia para minimizar a produção de THM deve-se:

- evitar a cloragem de água bruta.
- limitar a concentração de cloro livre e tempo de contacto ao mínimo requerido para que ocorra o processo (e sistemas de distribuição).
- se possível utilizar a cloroaminação uma vez que não produz THM.
- manter o pH baixo uma vez que a formação de THM aumenta com o aumento do pH.

No entanto, outros subprodutos da cloragem (ex. ácidos haloacéticos) poderão vir a ser uma preocupação no futuro próximo; condições para minimizar a formação destes subprodutos, como o pH, podem entrar em conflito com as dos THM sendo que as operações unitárias terão de reflectir e ter em conta este facto (Lambert *et al.*, 1996).

8.1.2 RECORRÊNCIA A TECNOLOGIAS NÃO CONVENCIONAIS

No capítulo 7 identificaram-se os problemas existentes no sistema de tratamento instalado na ETA de S. Domingos, e verificou-se que mesmo reabilitando o sistema para um sistema do tipo ST8 (o mais complexo dentro dos sistemas de tratamento convencionais), face às necessidades reais de produção de água tratada, este não era adequado para a qualidade da água bruta e que a capacidade de tratamento era inferior à necessária, não sendo passível de ser reabilitada.

Consequentemente, realizou-se a necessidade de recorrer a sistemas de tratamento específicos (não convencionais) de modo a garantir que a qualidade da água tratada fosse atingida, verificando-se então que a introdução de um sistema de filtração por membranas seria a melhor hipótese para salvaguardar a qualidade desta.

8.1.2.1 PROCESSOS DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS

Como foi dito e demonstrado anteriormente, as cianotoxinas produzidas em *blooms* de cianobactérias têm sido encontradas mundialmente em reservatórios de água para consumo humano, e muitas das tecnologias convencionais de tratamento de água (coagulação, floculação, sedimentação e filtração) têm-se demonstrado ineficazes na sua remoção.

No ponto 4.3. evidenciou-se o papel da filtração por meio de membranas como uma barreira alternativa para a remoção segura e eficaz de cianobactérias e das cianotoxinas a elas associadas. A membrana actua como uma barreira física, permitindo a passagem da água enquanto que retém os sólidos suspensos impedindo até a transferência de material dissolvido, dependendo do tipo de membranas. Nesta aplicação particular, a microfiltração (MF) e a ultrafiltração (UF) são adequadas para remover as células de cianobactérias mas não de cianotoxinas, devido ao elevado diâmetro dos poros e peso molecular de corte destas membranas uma vez que o peso molecular das Microcistinas se encontra na zona dos 1000Da, assume-se que apenas a Nanofiltração permitirá a remoção eficaz das toxinas.

Tabela 8.2 Diâmetro dos poros e peso molecular de corte de cada processo de membrana.

PROCESSO DE MEMBRANA	DIÂMETRO DOS POROS (μm)	PESO MOLECULAR DE CORTE (Daltons)
Osmose Inversa	< 0,001	< 200
Nanofiltração	0,001	200 a 1000
Ultrafiltração	0,01	1000 a 500000
Microfiltração	0,1 a 0,2	>500000

Assim como, com outros microcontaminantes prejudiciais como pesticidas, matrizes de água orgânicas e inorgânicas irão afectar o desempenho das membranas da NF. No entanto, se uma membrana apropriada e condições óptimas de operação forem utilizadas, a Nanofiltração (NF) torna-se uma barreira segura para as microcistinas sem o problema de potenciais riscos inerentes à formação de subprodutos, como acontece nos processos de oxidação. Adicionalmente a NF, para além de remover, outras substâncias nocivas e potencialmente perigosas de pequenas dimensões (ex. pesticidas, disruptores endócrinos) e matéria orgânica dissolvida, subprodutos resultantes da desinfecção (SPDs), bem como vírus e microrganismos resistentes à oxidação química (*Cryptosporidium*, *Giardia*) que possam ter escapado intactos dos tratamentos precedentes, remove também os iões divalentes, nomeadamente o ião cálcio e o magnésio, tornando-se necessário complementar o sistema com uma etapa de recarbonatação com Hidróxido de Cálcio e Dióxido de Carbono após a etapa de NF.

No entanto, é de referir que os processos de separação por membranas produzem uma água de processo, ou seja, um concentrado com uma concentração extremamente elevada de toxinas, que tem que ser depositado ou tratado de uma forma segura visto que as toxinas não são destruídas no tratamento.

No que diz respeito à remoção de cianobacterias, um estudo laboratorial com MF e UF demonstrou uma elevada eficiência com remoções de células de *Mycrocystis aeruginosa* superiores a 98% (Chow C. *et al*, 1997 *in* Teixeira M. e Rosa M., 2005). Este estudo também examinou os danos celulares medindo a libertação de clorofila *a* e microcistina-LR para o permeado, registando alguns danos celulares após filtração mas nenhum aumento significativo de toxinas no permeado. Nas experiências com UF, a quantidade de microcistina foi significativamente mais baixa no permeado do que na água de alimentação, o que sugere que esta membrana de UF poderá ter propriedades de rejeição ou capacidade de adsorção para microcistina, visto que o peso molecular de corte (100 kDa) era muito superior do que o peso molecular da microcistina (1000 Da).

Um estudo piloto que utilizou uma membrana de MF cerâmica foi realizado utilizando água bruta do lago Brugneto (Itália) para avaliar a capacidade da membrana para remover partículas, microrganismos, algas (incluindo a cianobacteria *Oscillatoria rubescens*) e suprodutos produzidos na etapa de desinfecção (Bottino A. *et al*, 2001 *in* Teixeira M. e Rosa M., 2005). Os resultados demonstraram que apesar das elevadas concentrações de *O. Rubescens* (1.6×10^5 células/L) na água bruta, esta foi totalmente retida.

Hart e Stott, 1993 (*in* Teixeira M. e Rosa M., 2005) avaliaram a remoção de microcistina através de membranas de NF, utilizando água natural inoculada com 5-30 µg/L de microcistina. Os resultados demonstraram concentrações abaixo de 1 µg/L no permeado.

Muntisov e Trimboli, 1996 (*in* Teixeira M. e Rosa M., 2005) também demonstraram que as membranas de NF removem a microcistina-LR e a nodularia em água de um rio inoculada com 8 µg/L destas toxinas.

Teixeira e Rosa, 2005, realizaram um estudo que pretendia avaliar o desempenho da NF (com membrana apertada, negativa) na remoção de microcistinas em águas naturais moderadamente duras com diferentes tipos de matéria orgânica natural (MON) e valores de pH. O estudo demonstrou que o pH e dureza cálcica influenciam mais os fluxos de água moderadamente dura com baixo teor em MON do que o tipo de MON, mas que a

anatoxina *a* e as microcistinas são eficientemente removidas (anatoxina-*a* por interações electrostáticas e impedimentos estereoquímicos, microcistinas principalmente por impedimentos estereoquímicos) independentemente das variações da qualidade da água bruta (pH, dureza cálcica, MON, toxinas) e da taxa de recuperação (até 90%), produzindo-se uma água de qualidade superior, também em termos de MON. Concluíram assim que a NF é uma barreira eficiente para as diversas microcistinas presentes na água (Microcistina-LR, Microcistina-LY e Microcistina-LF) independentemente das variações na qualidade da água bruta. Registou-se apenas uma variação no fluxo de permeado mas nada de significativo. Alcançando-se na água permeada concentrações de microcistinas sempre inferiores aos valores limite impostos pela legislação ($< 1\mu\text{g/L}$) sendo usualmente menores que o limite de quantificação.

Assim, depreende-se que todos estes processos de separação por membranas removem as células algais, ou seja, as cianobactérias, mas apenas a NF e a OI é que têm a capacidade de remover eficientemente as cianotoxinas extracelulares (algumas membranas de UF conseguem remover microcistinas com um peso molecular de 1000 Da, mas não conseguem remover a anotoxina que tem um peso molecular de 200 Da).

Desta forma, como proposta de reabilitação da ETA, recorrendo a tecnologias de separação por membranas, recomenda-se a utilização do sistema convencional como pré-tratamento supondo-se uma etapa de NF a jusante da filtração, seguida de recarbonatação e por último desinfecção

8.1.2.1.1 TRATAMENTO DO FLUXO DE CONCENTRADO

O tratamento do fluxo de concentrado (que corresponde a um volume de 10-20% da água afluyente) depende da qualidade da água afluyente à membrana. O tratamento deste concentrado implica um custo que deve ser considerado nos custos globais desta tecnologia.

Na indústria de tratamento de águas, os componentes a ser removidos são usualmente não tóxicos (dureza, sólidos suspensos) ou tóxicos mas em concentração muito reduzidas (micro poluentes, ex. pesticidas, herbicidas e cianotoxinas. Métodos de eliminação ou deposição final do concentrado, quando não estão presentes compostos tóxicos incluem, a descarga em água salobra, irrigação em zonas áridas e injeção em zonas profundas.

Se o fluxo de concentrado contém uma fracção orgânica, pode ser utilizado um tratamento biológico no caso de compostos biodegradáveis ou ozonização no caso de substâncias persistentes. Outra técnica que tem sido estudada é a oxidação-eléctrica, onde substâncias persistentes orgânicas podem ser eficientemente removidas através de uma oxidação anódica (Van Hege *et al*, 2004 *in* Teixeira M. e Rosa M., 2005). Se o fluxo de concentrado contém uma fracção orgânica elevada e/ou compostos orgânicos tóxicos (como cianotoxinas), o tratamento pode consistir em evaporação e deposição em aterro, e incineração com recuperação de energia (Teixeira M. e Rosa M., 2005). De acordo com a legislação, é da responsabilidade da entidade produtora do resíduo, ou seja, da entidade exploradora da ETA, identificar e quantificar todos os potenciais riscos dos resíduos produzidos, e garantir a sua adequada eliminação.

9 CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES

Para haver um abastecimento seguro de água para consumo humano, do ponto de vista da existência de cianotoxinas, ou se tem uma fonte de água sem cianobactérias ou existe uma sequência de tratamento que remove cianobactérias e cianotoxinas. Um dos factores que se deve controlar é a probabilidade de haver lise das cianobactérias durante o transporte e tratamento de água (Falconer *et al.*, 1999).

Dentro deste enfoque, e como foi discutido durante todo o capítulo anterior, os processos e sequências de tratamento, quando se referem à remoção de microalgas, cianobactérias e cianotoxinas, devem ser primeiramente avaliados sob a perspectiva de remoção das células viáveis e do impacto sobre a sua integridade, e seguidamente de acordo com a remoção dos subprodutos extracelulares dissolvidos, incluindo as toxinas.

Como foi verificado no ponto 6.3.3. e por análise dos quadros e gráficos apresentados em anexo, o principal problema da albufeira de São Domingos, no que diz respeito à qualidade da água, é o seu estado trófico, mais especificamente a presença de cianobacterias e cianotoxinas na água. Conjecturou-se ainda no ponto 6.3.3.2., com base na pesquisa bibliográfica efectuada, que se espera que a ETA de São Domingos (tratamento convencional com pré-ozonização e introdução de CAP na etapa de mistura rápida) consiga alguma eficiência de remoção de cianobactérias e cianotoxinas, isto se as condições de operação forem optimizadas.

Deste modo, é apresentado, a seguir, um resumo dos aspectos mais relevantes identificados na literatura técnica que permitem essa optimização.

No que diz respeito às células viáveis, o que se observa é que, de um modo geral, as sequências de tratamento que envolvem a coagulação química podem apresentar elevadas eficiências de remoção. A eficiência obtida em cada sequência de tratamento é altamente influenciada pelas condições de coagulação e floculação, sendo de grande importância que essa etapa seja optimizada na fase de projecto (condições de mistura rápida e lenta, pH, tipo e dosagem de coagulante) e acompanhada de forma sistemática durante a operação da estação de tratamento. A coagulação é, por sua vez, influenciada pelas características dos géneros e espécies de microalgas e cianobactérias presentes na água bruta, além de outros parâmetros de qualidade da água.

Em relação aos processos de separação sólido-líquido que se seguem ao processo de coagulação-floculação, a literatura sugere que a aplicabilidade dos processos de flotação por ar dissolvido e de sedimentação variam caso a caso, e que a selecção do processo mais apropriado é também influenciado pelas espécies presentes e demais características de qualidade da água, particularmente a turvação. Em qualquer das duas opções, a garantia das condições óptimas de coagulação e floculação podem levar a eficiências de remoção superiores a 90%.

Os estudos mais recentes sugerem que a acção dos coagulantes metálicos sobre as células viáveis de *Microcystis*, nas dosagens usualmente adoptadas no tratamento de água, não provoca danos nas paredes celulares (lise) durante as etapas de coagulação e floculação, minimizando a possibilidade de libertação de cianotoxinas nessas etapas do tratamento. Entretanto, permanece a dúvida quanto aos efeitos a longo prazo dos coagulantes sobre as células viáveis, situação que pode ocorrer nos poços de lamas dos decantadores. Nesse aspecto em particular, a flotação pode oferecer vantagens sobre a sedimentação, uma vez que, na flotação, a remoção do material separado (lamas ou espuma) é realizada de forma contínua.

A pré-oxidação de águas com floração de cianobactérias é um assunto polémico. Pois, se por um lado reconhecesse os efeitos benéficos da pré-oxidação sobre a eficiência do processo coagulação-floculação, filtração e também da flotação por ar dissolvido, por outro, verifica-se o risco de libertação das cianotoxinas, e, no caso do uso da pré-cloragem, formação de subprodutos potencialmente cancerígenos.

O processo de oxidação mais consistente em termos de eficiência e eficácia na remoção de cianobactérias e cianotoxinas, de acordo com a literatura da especialidade, parece ser mesmo a ozonização sendo preferível à pré-cloragem, especialmente em conjugação com uma desinfecção primária mais à frente na linha de tratamento, por exemplo entre a clarificação e a filtração.

Para garantir que a cianotoxina libertada das células danificadas pela acção do agente oxidante, seja ele cloro livre, permanganato ou ozono, seja posteriormente oxidada, faz-se necessário um controle rigoroso da dosagem de oxidante e do tempo de contacto, levando em consideração, inclusive, a competição pelo oxidante existente entre as cianotoxinas e outras substâncias orgânicas presentes nas águas eutrofizadas. Esse controle operacional não é simples, sendo particularmente difícil durante a ocorrência de um *bloom*, quando a densidade de cianobactérias presentes na água bruta pode variar significativamente em

curtos períodos de tempo. Assim, a utilização da pré-oxidação deve ser precedida de uma reflexão aprofundada sobre os prós e os contras, e deve ser considerada como um passo para potenciar e aumentar a remoção de células de cianobactérias em vez de uma etapa cujo objectivo é a degradação de cianotoxinas..

No que diz respeito às cianotoxinas propriamente ditas, o que se observa, a partir dos dados levantados na bibliografia da especialidade, é que os processos que envolvem a coagulação química não são capazes de efectivamente removerem esses compostos. Isso porque os coagulantes não são eficazes na desestabilização e precipitação das cianotoxinas, não sendo possível a separação das mesmas nos processos de separação sólido-líquido que se seguem.

Assim, pode-se concluir que a sequência convencional de tratamento, que consiste na coagulação, floculação, sedimentação e filtração rápida, não é eficaz na remoção de cianotoxinas extracelulares. Similarmente, a adopção de uma etapa de flotação no lugar da sedimentação pode acarretar uma melhoria na eficiência de remoção de microalgas e cianobactérias, porém não deve ter efeito positivo na remoção de toxinas dissolvidas.

Dois processos, já vulgarmente utilizados, conseguem alguma eficiência na remoção de cianotoxinas: pós-ozonização seguida de adsorção em CAG, que são utilizados no sistema do tipo ST8.

No caso do carvão activado adoptado ser o carvão activado em pó (CAP), que é o caso da ETA de S. Domingos, faz-se necessário identificar, por meio de testes piloto ou de laboratório, o tipo de carvão mais eficaz para adsorção da cianotoxina presente na água, e a dosagem apropriada. Essa dosagem pode ser significativamente superior às usualmente adoptadas para remoção de sabor e odor, e deve ser determinada levando-se em conta a presença de outros compostos orgânicos na água. No caso do carvão activado granular (CAG), além do tipo de carvão e da competição com outros compostos orgânicos, deve-se observar atentamente o nível de saturação do carvão quando da ocorrência do *bloom*. A literatura relata que se a presença de toxinas na água bruta ocorrer quando o carvão já estiver parcialmente saturado por outras substâncias orgânicas, concentrações significativas de cianotoxinas poderão estar presentes na água tratada do filtro de carvão activado.

A pós-ozonização pode apresentar eficiências de remoção de toxinas bastante elevadas.. A dosagem necessária dependerá da concentração e tipo de cianotoxina e da presença de outros compostos orgânicos. Quanto à pós-cloração, os resultados apresentados na

literatura sugerem que esse processo é altamente dependente do pH, da concentração de cloro livre e do tempo de contacto. Para águas em que a remoção de células viáveis ocorreu de forma eficiente e sem libertação de cianotoxinas intracelulares, essa alternativa deve ser analisada, porém com base em estudos experimentais nos quais a dosagem, tempo de contacto e, principalmente, o pH sejam otimizados.

Como foi dito e demonstrado anteriormente, as cianotoxinas produzidas em *blooms* de cianobactérias têm sido encontradas mundialmente em reservatórios de água para consumo humano, e muitas das tecnologias convencionais de tratamento de água (coagulação, floculação, sedimentação e filtração) têm-se demonstrado ineficazes na sua remoção.

A tecnologia de membranas tem vindo a aumentar de importância no tratamento de águas superficiais, nos últimos anos, devido, por um lado, ao aumento das exigências legais em termos de qualidade das águas, as quais não são totalmente atingidas pelos processos convencionais de tratamento, e por outro devido à diminuição da qualidade das águas superficiais e subterrâneas, que originam a necessidade de um aumento da eficiência dos processos de tratamento. Outros factores como o aumento do desempenho dos processos de separação por membranas, menores custos de instalação e operação, e desenvolvimento de novas aplicações destes processos têm também sido referidos por diversos autores.

No ponto 8.1.2. discutiu-se o papel da filtração por meio de membranas como uma barreira alternativa, para a remoção segura e eficaz, de cianobactérias e das cianotoxinas a elas associadas. Registou-se que nesta aplicação particular, a microfiltração (MF) e a ultrafiltração (UF) são adequadas para remover as células de cianobactérias mas não das cianotoxinas extracelulares, devido ao elevado diâmetro dos poros e peso molecular de corte destas membranas. Uma vez que o peso molecular das microcistinas, a cianotoxina mais vulgarmente encontrada nos *blooms* algais, ronda os 1000 Da, é assumido que tanto a Nanofiltração (NF), com peso molecular entre 200 e 1000 Da, como a Osmose Inversa (OI), com peso molecular menor que 200 Da, irão reter com sucesso estas toxinas.

Assim, pode-se inferir que no caso da ETA de São Domingos, (tratamento convencional com pré-ozonização e introdução de CAP na etapa de mistura rápida), desde que o sistema de tratamento já existente seja totalmente otimizado, e por introdução de um de processo de filtração por membranas de Nanofiltração, consiga de um forma eficaz, remover as cianobactérias e cianotoxinas. Para tal, colocar-se-ia a etapa de nanofiltração entre o sistema de filtração rápida e a de desinfecção com cloro, como ilustrado na Figura 9.1.

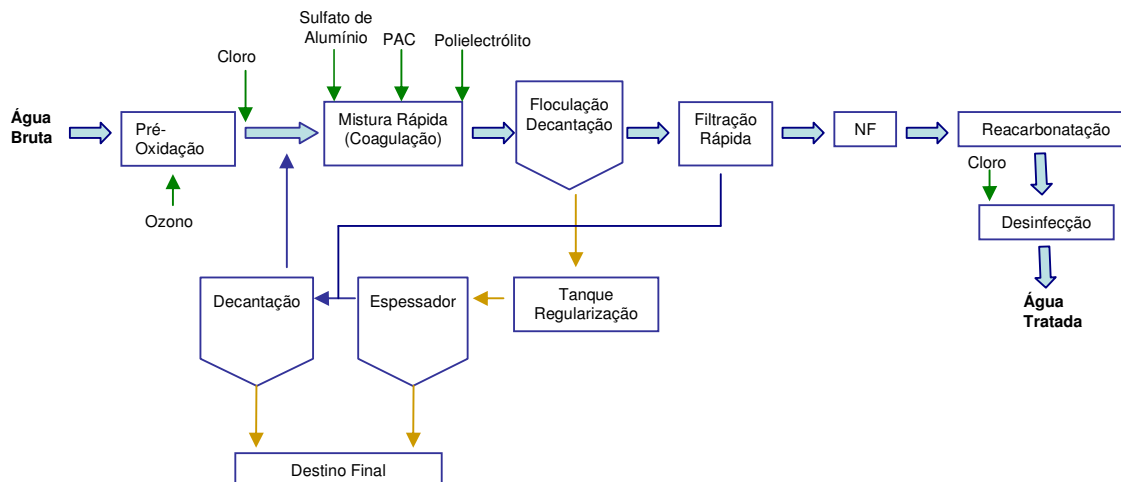


Figura 9.1 Esquema de tratamento da ETA de S. Domingos com um sistema de Nanofiltração incorporado.

Deste modo, de acordo com os objectivos propostos por este estudo e dos pontos levantados, verifica-se que de acordo com a bibliografia da especialidade, é possível alcançar uma eficiência bastante elevada no tratamento de águas superficiais eutróficas, com qualidade inferior a A3, e com presença de cianobacterias e cianotoxinas, desde que os aspectos críticos de cada processo (oxidação, coagulação/floculação/decantação, filtração e desinfecção) sejam tidos em conta, através de um controlo operacional expedito de cada etapa, de modo a que sejam totalmente optimizados.

A principal dúvida que se levantou prende-se no desempenho dos sistemas de tratamento convencionais (oxidação, coagulação/floculação/decantação, filtração e desinfecção) na remoção de toxinas solúveis. De acordo com a pesquisa bibliográfica efectuada, os processos de separação por membranas têm vindo a revelar resultados muito positivos na remoção destas substâncias, tornando-se numa tecnologia cada vez mais utilizada, devido às elevadas eficiências de remoção que conseguem alcançar e dos custos de instalação e de operação cada vez mais baixos.

Assim, no caso específico da ETA de São Domingos em Peniche, verificou-se que a melhor estratégia para se assegurar uma água de abastecimento, segura e de qualidade, no que diz respeito à presença de Cianobacterias e Cianotoxinas, é crucial que se realize uma monitorização frequente do desempenho do tratamento instalado tendo em conta todos os aspectos críticos inerentes a cada etapa específica, visto que as cargas orgânicas elevadas

e variáveis, existentes durante os *blooms*, podem comprometer aparentes sucessos de tratamento, e que se deve ponderar incorporar um sistema de filtração por membranas, mais especificamente a nanofiltração, de modo a que haja uma barreira realmente eficaz para as toxinas extracelulares presentes na água.

Para tal, sugere-se que se realizem estudos mais pormenorizados sobre o caso de estudo em questão, envolvendo ensaios laboratoriais e determinações experimentais das eficiências de remoção de cianobactérias e cianotoxinas nas várias etapas de processo, e da possibilidade de incorporação de uma tecnologia de separação por membranas na ETA de S. Domingos.

10 BIBLIOGRAFIA

“Água Subterrânea: Conhecer para Preservar o Futuro.” Instituto Geológico e Mineiro

Versão Online no site do INETI:

http://e-Geo.ineti.pt/geociencias/edicoes_online/diversos/agua_subterranea/indice.htm), 16-05-2007

ABA, 2000, “Campanhas de Monitorização da Qualidade da Água da Albufeira do Funcho.” Águas do Barlavento Algarvio, S.A., Albufeira.

Agência Europeia do Ambiente (AEA), 2000, “Recursos hídricos na Europa: uma utilização sustentável?”, Relatório de avaliação ambiental.

Almeida G., 2005, “Contribuição para o estudo da avaliação de instalações de tratamento de águas. Desenvolvimento de um algoritmo de cálculo automático”, Lisboa.

American Water Works Association, 1990, “Water Quality and Treatment. A Handbook of Community Water Supplies.” Fourth Edition. McGraw Hill, Inc.

Antunes L., 2000, “ETA de Lever, Apresentação da estação de tratamento de Lever e programa de controlo do seu arranque.” 5º Congresso da Água. APRH, Associação Portuguesa de Recursos Hídricos. Lisboa.

Araújo F. & Vilaça J., 2000, “ETA de Castelo de Paiva. Enquadramento, caracterização e particularidades de um processo de tratamento de água para consumo humano inovador em Portugal.” 5º Congresso da Água. APRH, Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, Lisboa.

Azevedo Sandra Maria F. O., Brandão Cristina Celia Silveira, 2003, “Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano”, Brasília.

Azevedo, S. M. F. O., 1998, “Cianobactérias tóxicas: causas e conseqüências para saúde pública.”, Revista Virtual de Medicina. Volume 1. Número 3.

Barlow, M.; Clarke, 2003, T. "Ouro azul: como as grandes corporações estão se apoderando da água doce do nosso planeta", São Paulo: M. Books do Brasil.

Baudin I., Chevalier M.R., Anselme C., Cornu S. & Laîne. J.M., 1997, "L'Apié and Vigneux case studies: first months of operation." *Desalination*, **113**, 273-275.

Branco SM., 1978, "Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária.", 2ª ed. São Paulo: CETESB.

Brandão C.C.S., Lacerda M.R.S., Abreu M.C., "Influência do tempo de floculação na filtração directa de águas com baixa turvação e teor elevado de algas"., *In: Anais do VII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*; 1996; Lisboa, Portugal.

Campinas M., Teixeira M.R., Lucas H., Rosa M.J., 2002, "Previsão da capacidade de remoção de cianobactérias e cianotoxinas na ETA de Alcantarilha".

Cheryan M. & Rajagopalan N., 1998, "Membrane processing of oil streams. Wastewater treatment and waste reduction." *Journal of Membrane Science*, **151**, 13-28.

Codd Geoffrey A., Young Fiona M. e Utkilen Hans C., 2005, "Cyanobacteria, Cyanotoxins, their health significance and risk management." *Water Science technology*, **57**, 310-330

Di Bernardo L., "Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento". Rio de Janeiro: ABES; 1995.

Drikas, M., Chow, C. W. K., House, J., Burch, M. D., 2001, "Using coagulation, flocculation and settling to remove toxic cyanobacteria". *Journal of American Water Works Association*, **2**, 100-111.

Electra - Empresa de Electricidade e Águas SARL, 2004, Relatório de Contas, Cabo Verde.

Ericsson B. & Tragardh G., 1996, "Treatment of surface water rich in humus - Membrane filtration vs. conventional treatment." *Desalination*, **108**, 117-128.

Falconer, I. R., Bartram, J., Chorus, I., Kuiper-Googman T., Utkilen, H., Burch, M., Codd, G. A., 1999, "Safe levels and safe practices", in ,*Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*, editado por Ingrid Chorus e Jamie Bartram, London and New York.

Falkenmark M, Allard B. Water, 1991, "Quality and disturbances of natural freshwaters." In: Hutzinger O, editor. The handbook of environmental chemistry. Part A Water pollution. Berlin: Ed. Springer Verlag; v. 5. p. 46-78.

Fernandes V.M.G., 2000, "Estudo Numérico e Experimental de Escoamentos e Transferência de Massa em Módulos Enrolados em Espiral para Nanofiltração e Osmose Inversa.", Instituto Superior Técnico, Lisboa.

Freeman, Scott e Pressdee, Jonathan, 2003, "Membrane Treatment Systems Gaining Acceptance in Drinking Water Industry." *in* WaterWorld, November.

Gouveia M., "Qualidade da Água para Consumo Humano e Novas Abordagens para o Século XXI", Escola Nacional de Saúde Pública – UNL, 8ª Conferencia Nacional de Ambiente, 2004

Henrique A. G., West C. A. "Instrumentos Económicos e Financeiros para a gestão sustentável da água", Parte 2 – Aplicação em Portugal, Congresso da Água Ano 2000.

IA, 2005, "Relatório do Estado do Ambiente 2003", Instituto do Ambiente, Lisboa

INAG, 1996, "Recursos hídricos de Portugal Continental e Sua Utilização." Ministério do Ambiente. Lisboa

INAG, 2003, Qualidade da água superficial/Anuário, <http://snirh.inag.pt/>, 27/07/2007

INSAAR, 2005, Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais, <http://insaar.inag.pt/>, 20-07-2007

Keijola, A.M., Himberg, K., Esala, A.L., Sivonen, K. and L. Hiisvirta, 1988, "Removal of cyanobacterial toxins in water treatment processes: laboratory and pilot-scale experiments." *Tox. Assess.*, **3**, 643-656.

Lage Filho FA, Ferreira Filho SS, 1997, "Estudo piloto de tratabilidade de águas eutrofizadas: efeitos da pré-oxidação com cloro livre no processo de filtração.", *In*: Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Lambert, T. W., Holmes, C. F. B., Hrudehy, S. E., 1996, "Adsorption of microcystin- LR by activated carbon and removal in full scale water treatment", Water Research, **30**, pp. 1411-1422.

Luís Alberto Martins Pereira, 2005, "Qualidade das Águas Doces Superficiais destinadas á Produção de Água para Consumo Humano – 2005", Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional de Lisboa e Vale do Tejo (CCDR – LVT).

Luís Alberto Martins Pereira, Maria Armada Reis Rodrigues, 2005 "Avaliação do estado trófico das águas nas albufeiras da região Lisboa e Vale do Tejo 2005" Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional de Lisboa e Vale do Tejo (CCDR-LVT).

Madaeni S.S., 1999, "The application of membrane technology for water disinfection." Water Research, **33** (2), 301-308.

Medeiros P. C., 2005, "A face oculta da privatização e os desafios da gestão social das águas no estado do Paraná".

Mulder, M., 1997, "Basic Principles of Membrane Technology". 2nd Edition. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.

Netto G. F, Carneiro M.L., Costa S. S., Cancio J. A., 2003, "Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano".

Núbia Natália de Brito-Pelegrini, José Euclides Stipp Paterniani e Ronaldo Pelegrini, 2005, "Água para consumo, um bem limitado.", Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI) UNICAMP, Campinas Brasil.

Pedro A. Viera, M. Teresa Ferreira, António J. C. Albuquerque, 1998, "Qualidade biológica das ribeiras do oeste."

Portal da Confederação das Cooperativas Agrícolas e do Crédito Agrícola de Portugal
<http://www.confagri.pt/>; 03-10-2007

Ribau Teixeira M. & Rosa M.J., 1998, “Recuperação de água industrial utilizando tecnologia de membranas.”, 1º Colóquio de Física do Instituto Politécnico de Tomar. A Física no Ensino, na Arte e no Ambiente. Escola Superior de Tecnologia. Tomar.

Ribau Teixeira M., Maria Margarida da Cruz Godinho, 2001, “Ultrafiltração no tratamento de águas para consumo humano”, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.)

Rodrigues A, Pacheco D, Romanets Y., 2004, “Modelação da Qualidade da Água da Lagoa das furnas e da lagoa verde das Sete Cidades”, Universidade do Minho – Centro de Engenharia Biológica, comunicação apresentada na 8ª Conferência de Engenharia do Ambiente.

Rositano J., 1996, “The Destruction of Cyanobacterial Peptide Toxins by Oxidants used in Water Treatment.”, Urban Water Research Association of Australia.

Scott, K., 1995, “Handbook of Industrial Membranes”. 1st Edition. Elsevier Advanced Technology. Elsevier Science Publishers, Ltd. Oxford. UK.

Sivonen, K. e Jones, G., 1999, “Cyanobacterial toxins”, *in* “Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to their Public Health Consequences. Monitoring and Management”, editado por Ingrid Chorus e Jamie Bartram, London.

U.S.EPA. 2000. “The history of drinking water treatment”, United States Environmental Protection Agency, Office of Water, February, EPA-816-F-00-006.

Van der Hoek J.P., Hofman J.A.M.H., Bonn   P.A.C. & Nederlof M.M., 2000. “RO treatment: selection of a pretreatment scheme based on fouling characteristics and operating conditions based on environmental impact.” *Desalination*, **127**, 89-101.

Vieira P., 2001, “Decaimento do Cloro em Sistemas de Distribui  o de água para Consumo Humano.”, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.

Wetzel, Robert G., 1975, “Limnologia”, Editado por Funda  o Calouste Gulbenkian, 2   Edi  o, 1993.

White, G.C., 1992, "Handbook of chlorination and alternative disinfectants." Van Nostrand Reinhold, New York.

World Health Organization, "Guidelines for drinking-water quality." 2nd ed. Geneva: WHO; 1993.